



Virkemidler til fremme af biodiversitet i skov – Inspiration til tilskudsordninger i privat skov

Schmidt, Inger Kappel; Buttenschøn, Rita M.; Byriel, David Bille; Kepfer Rojas, Sebastian; Hjorth, Frederikke Elvira Kjellerup; Thomsen, Iben Margrete; Johannsen, Vivian Kvist

Publication date:
2020

Document license:
[Ikke-specificeret](#)

Citation for published version (APA):
Schmidt, I. K., Buttenschøn, R. M., Byriel, D. B., Kepfer Rojas, S., Hjorth, F. E. K., Thomsen, I. M., & Johannsen, V. K. (2020). *Virkemidler til fremme af biodiversitet i skov – Inspiration til tilskudsordninger i privat skov*. (1 udg.) Frederiksberg: Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet. IGN Rapport



Virkemidler til fremme af biodiversitet i skov

– Inspiration til tilskudsordninger i privat skov

Inger Kappel Schmidt, Rita Merete Buttenschøn, David Bille Byriel,
Sebastian Kepfer-Rojas, Frederikke Elvira Kjellerup Hjorth, Iben M. Thomsen og
Vivian Kvist Johannsen

Titel

Virkemidler til fremme af biodiversitet i skov
– Inspiration til tilskudsordninger i privat skov

Forfattere

Inger Kappel Schmidt, professor, iks@ign.ku.dk
Rita Merete Buttenschøn, seniorrådgiver, rmb@ign.ku.dk
David Bille Byriel, ph.d.-studerende, daby@ign.ku.dk
Sebastian Kepfer-Rojas, adjunkt, skro@ign.ku.dk
Frederikke Elvira Kjellerup Hjorth, forskningsassistent, xdw454@alumni.ku.dk
Iben M. Thomsen, seniorrådgiver, imt@ign.ku.dk
Vivian Kvist Johannsen, seniorforsker, vkj@ign.ku.dk

Bedes citeret

Schmidt I.K., Buttenschøn R.M., Byriel D.B., Kepfer-Rojas S., Hjorth F.E.K., Thomsen I.M. & Johannsen V.K. (2020): Virkemidler til fremme af biodiversitet i skov – Inspiration til tilskudsordninger i privat skov. IGN Rapport, august 2020. Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet, Frederiksberg. 73 s. ill.

Udgiver

Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning
Københavns Universitet
Rolighedsvej 23
1958 Frederiksberg C
ign@ign.ku.dk
www.ign.ku.dk

Ansvarshavende redaktør

Claus Beier

ISBN

978-87-7903-835-6 (web)

Layout omslag

Sara Folvig

Forsidefoto

Vivian Kvist Johannsen

Publicering

Rapporten er publiceret på www.ign.ku.dk

Gengivelse er tilladt med tydelig kildeangivelse

Skriftlig tilladelse kræves, hvis man vil bruge instituttets navn og/eller dele af denne rapport i sammenhæng med salg og reklame

0. Forord

Denne rapport er et idékatalog om virkemidler til fremme af biodiversitet i private skove udarbejdet for Miljøstyrelsen og Landbrugsstyrelsen af forskere ved Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet. Rapporten indeholder et katalog til inspiration i det videre arbejde med udvikling af støtteordninger til privat skovejere i forbindelse med omlægning af drift til skov med biodiversitet som hovedformål eller udlægning af urørt skov.

Fokus er på virkemidler, der anses at have stor betydning for diversiteten af skovens planter og dyr, og især på de levesteder, som der generelt er mangel på i skovene. Det kan være dødt ved i store dimensioner og vådområder. Derimod har vi ikke fokus på beskyttelse af specifikke arter. De enkelte virkemidler er så vidt muligt gennemgået baseret på den nyeste faglige viden om virkemidlernes effekt på biodiversiteten og vores generelle ekspertise om skoven og dens levesteder for flora og fauna.

Der er både nationalt og internationalt tiltagende fokus på diversiteten af levesteder og arter i skovene og der publiceres et stærkt stigende antal artikler af relevans for denne rapport. Vi tager derfor forbehold for, at relevante videnskabelige artikler kan være overset.

Rapporten er finansieret under Rameaftalen mellem Miljø- og Fødevareministeriet og Københavns Universitet, Ydelsesaftalen for skov og landskab. Der blev under arbejdsprogrammet for 2019 afsat 3 måneders indsats til arbejdet.

Morten Christensen, Orbicon og Beate Strandberg, BioScience, Århus Universitet har bidraget med kvalitetssikring af dele af rapporten.

0. Forord	3
1. Sammenfatning	5
1.1. Sammenfatning af anbefalinger	6
2. Indledning	9
3. Virkemidler	11
3.1. Træarter, artssammensætning og alder	11
3.2. Strukturfremme og naturlig dynamik	14
3.3. Dødt ved	17
3.4. Mikrohabitater på forskellige træarter	22
3.5. Hydrologi i skoven	25
3.6. Ild	30
3.7. Græsning	35
3.8. Forstyrrelse af jordbund	48
3.9. Landskabets betydning for skovens biodiversitet	49
4. Prioriterings grundlag	51
4.1. Natura2000 – Skovnaturtyper	51
4.2. Særlig værdifuld skov (§25)	52
4.3. Landsdækkende kort	53
4.4. Formidling af kortgrundlag	55
4.5. Rumlig opløsning og kombination	55
5. Referencer	57

1. Sammenfatning

Formålet med denne rapport er at give Miljøstyrelsen og Landbrugsstyrelsen inspiration i det videre arbejde med udvikling af støtteordninger til private skovejere i forbindelse med omlægning af skov med produktion af træ til skov med biodiversitet som hovedformål eller udlægning af urørt skov.

Fokus i rapporten er på beskyttelse og udvikling af levesteder for skovens planter og dyr ud fra antagelsen om, at tab af biodiversitet skyldes tab af levesteder. Mange arter har komplekse krav til omgivelserne og derfor skal så mange levesteder som muligt fremmes både på bevoksningsniveau og i den skov- og landskabsmatriks, de indgår i.

Rapporten er et idékatalog og ikke en færdig manual, der kan benyttes i alle skove. Den indeholder en række anbefalinger for specifikke virkemidler, men der vil lokalt være behov for en vurdering af, om det er eksisterende høj biodiversitet, som skal beskyttes og udvikles eller om det snarere er et stort potentiale for høj biodiversitet, som kan fremmes med de rette tiltag.

Med skovens biodiversitet i fokus er det nærliggende at søge efter indikatorer for høj diversitet i skov, da en fuldstændig kortlægning af forskellige taksonomiske grupper ofte ikke er mulig. Begge tilgange er brugt i rapporter de seneste år. De kendte forekomster af truede arter indgår bl.a. i Biodiversitetskortet (Ejrnæs m.fl. 2018) og i HNV-skovkortet (Johannsen m.fl. 2015). Der er desuden i Danmark udarbejdet flere rapporter, hvor strukturelle elementer og andre faktorer af betydning for biodiversiteten er brugt som et proxy for biodiversitet generelt, selv om det snarere er en kortlægning af potentialet for biodiversitet (Johannsen m.fl. 2017) eller intensiteten af skovdriften (Gossner m.fl. 2014).

Gao m.fl. (2015) undersøgte sammenhængen mellem formodede indikatorer for biodiversitet og målte diversiteten af en del organismegrupper og fandt få dokumenterede kausale sammenhænge. Lindenmayer m.fl. (2006) relaterer den svage sammenhæng mellem mange indikatorer og biodiversitet til, at driftstiltag ofte gavner bestemte arter og ikke biodiversiteten generelt og vil afhænge af bl.a. skovtypen og landskabet. De foreslår i stedet 5 principper, som kan bruges mere bredt. Det handler om at beskytte 1) landskabets heterogenitet og 2) sammenhængen i landskabet, 3) bevoksningens kompleksitet, 4) vådområders integritet samt 5) efterligne den naturlige skovdynamik, når vi foretager indgreb (forstyrrelser). Det er i dette lys, at sammenfatningen med anbefalinger skal læses. Det er ikke en "one size fits all" anbefaling.

1.1. Sammenfatning af anbefalinger

Hovedparten af de danske skove er private. En øget indsats for biodiversiteten i private skove vil have en stor effekt, da en væsentlig del af den skovtilknyttede diversitet er at finde i de private skove. Virkemidler til bevarelse og fremme af biodiversiteten i de private skove skal dels sikre de eksisterende værdier og fremme strukturer og elementer på bevoksnings- og landskabsniveau, der kan understøtte og fremme diversiteten af skovtilknyttede arter. Det kræver varige aftaler at sikre eksisterende og udvikle biodiversitet i skovene.

Strukturfremmende tiltag skal især tilgodese variationen af levesteder, der er en mangelvare i de danske skove, f.eks blomstrende buske og træer af hjemmehørende arter, vådområder, svækkede træer eller stående og liggende dødt ved af løvtræ i større diameterklasser og et sammenhængende skovlandskab med brede dynamiske overgange mellem mørkere og mere lysåbne partier. Naturlig hydrologi, græsning og brug af ild kan medvirke til at skabe den nødvendige dynamik.

Træarter. Hjemmehørende træarter er at foretrække, da de har flere arter knyttet til sig. En del organismer er knyttet til specifikke træarter, så flere træarter sammen betyder flere levesteder. Derfor er blandede bevoksninger at foretrække frem for monokulturer. Træer i forskellig alder er levested for forskellige organismer og både lysninger med de tidligste successionstrin og ældre mørkere skovpartier er vigtige for at øge diversiteten af levesteder. Skov med naturlig skovdynamik og tilstedeværelse af alle skovens faser er derfor at foretrække frem for skov, hvor der mangler områder i nedbrydningsfasen. Hvis der foretages hugst, anbefales det at beholde større holme af ældre træer og ikke benytte en homogeniserende plukhugst, hvor tilbageblivende store træer hurtigt lukker kronelaget og dermed hæmmer regeneration og skovbundsfloraen.

Strukturfremme. Renafdrift og urørt skov er ofte de to scenarier for skovene, der trækkes frem, men imellem er der en række strukturfremmende dyrkningssystemer og tiltag, som kan benyttes for at højne biodiversiteten i skovene. Naturnær skovdrift kan med plukhugst, naturlig foryngelse og naturlig hydrologi skabe bevoksninger med flere træarter i forskellige aldre inden for et relativt lille areal. Der vil dog ofte mangle de tidligste og sene skovfaser og dermed gamle træer og lysninger. Disse kan skabes med indledende hugst, hvor der er fokus på bevarelse af blomstrende træer og buske og indre skovbryn. Tilgroningen af små lysninger er hurtigere end af større lysninger og fremmer især skyggetræer. Lidt større lysninger, hvor forholdet mellem lysningens diameter og bevoksningsens højde er >2 , kan understøtte regeneration af lyskrævende træer. Genskabelse af naturlig hydrologi kan også resultere i lysninger og artsrige og dynamiske overgange mellem vådområder og skoven.

Dødt ved. Mængden af dødt ved i de danske skove er en af de laveste i Europa. En større mængde dødt ved i skovene vil have stor betydning for biodiversiteten, da mange af skovens arter og heraf mange rødlistede

arter er knyttet til det døde ved. Det anbefales at efterlade mindst 30-50 m³ /ha dødt ved i skove med biodiversitet som formål.

Det er ikke kun mængden af dødt ved, der har betydning for biodiversiteten, men også kvaliteten. En lang række faktorer som træart, del af træet (stamme, grene, rødder), størrelse, nedbrydningsgrad, dødsårsag mv. har betydning for forskellige organismer. Det er umuligt, at tilgodese alle disse substrater alle steder. Anbefalingen er derfor at fremme de levesteder, der er en mangelvare i de danske skove. Det vil være dødt ved af løvtræer med store dimensioner, stående dødt ved, soleksponeret eller solitære træer. Dødt ved nedbrydes, så der skal være en kontinuerlig tilførsel. Nærhed til andet dødt ved har betydning.

Mikrohabitater. Mikrohabitater er vigtige føde- og/eller levesteder for en del organismer. De er typisk tilknyttet gamle, krogede, beskadigede og svampeangrebne træer, som derfor med fordel kan bevares. Nogle typer af mikrohabitater kan nemt skabes kunstigt, som fx vandfyldte hulheder (dendrotelms), små huller og splintret ved.

Hydrologi. Dræning i skovbruget har medført en unaturlig hydrologi og lav vandstand i de danske skove. En høj og varierende vandstand er vigtig for biodiversiteten, da den skaber levesteder i form af vådområder, samt medvirker til et dynamisk og varieret skovmiljø. Skovens vådområder er typisk artsrige sammenlignet med tør skov, og huser en særlig flora og fauna, der varierer i henhold til vådområdets type og beskaffenhed. Ved at reetablere naturlige hydrologiske forhold, kan man på sigt genskabe en naturlig skovdynamik, og gavne biodiversiteten. Dette kan opnås ved aktiv eller passiv grøftelukning, og udføres i hele eller mindre partier af skoven, f.eks. i urentable bevoksninger på våd bund, eller forhenværende lysåbne moser. Biodiversiteten i udrettede vandløb kan gavnnes ved restaureringstiltag som genslyngning, samt frilægning af rørlagte vandløb, og fjernelse af menneskeskabte opstemninger.

Ild. Ild har været med til at forme landskabet i Danmark, både før og efter at landbruget kom hertil. Ild er et velegnet instrument til at skabe variation i underskov og spiringsmiljø for hjemmehørende arter af træer og buske og til at hæmme uønsket opvækst. I dag fremtræder mange af vores skove meget ensartede og mørke, hvor skovenge og andre lysninger er under tilgroning. Denne udvikling kan delvis tilskrives en effekt af brandfravær, forstærket af det høje, atmosfæriske kvælstofnedfald. Det anbefales derfor fremover i højere grad at inddrage ild som instrument i naturforvaltningen i skov.

Græsning. Skovgræsning kan genskabe og vedligeholde lysåbne og varierede skovtyper som levested for mange skovtilknyttede planter og dyr. Den samlede påvirkning af græsning afhænger især af græsningstryk, men også af sammensætning af dyr og græsningssæson. Der er stor forskel på, hvad den enkelte skov indeholder af tilgængelig føde for dyrene og dermed for hvor mange dyr, der kan græsse for at give et middel græsningstryk. Helårsgræsning, hvor græsningstrykket tilpasses den tilgængelige fødemængde i vinterhalvåret, kan sikre, at der sker en nedgræsning med lav, åben plantevækst i det tidlige forår til gavn

for lys- og varmekrævende arter, og samtidig sikre et lavt græsningstryk i sommerhalvåret, der giver mulighed for blomstring til gavn for pollen- og nektarsøgende dyr og frøsætning.

Forstyrrelse af jordbund og næringsstoffer. Jordbundens organismer er meget sensitive overfor udbredte forstyrrelser af jordbunden, da de ofte har begrænset spredningsevne. Jordbearbejdning i forbindelse med kulturanlæg og selvforyngelse for at skabe plads til vækst og fremspiring af træer bør holdes på et minimum. Hvis der er dannet et tæt bunddække eller et tykt humuslag, kan afbrænding overvejes til at skabe huller i vegetationsdækket efterfulgt af selvforyngelse eller kulturanlæg. Kørsel i skoven bør reduceres til et minimum og med maskiner med lavt tryk, da kompaktion har en negativ indflydelse på jordbundens organismer og arealets naturlige hydrologi. Hvis særlig værdifuld skov for biodiversiteten har kant ud til åbne arealer i områder med høj atmosfærisk kvælstofdeposition kan man overveje tilplantning af et bredt læhegn eller decideret skovrejsning som bufferzone.

Landskabet. Da mange af Danmarks skove er små, har det omgivne landskab en stor betydning for skovens biodiversitet. Der er specielt tre landskabselementer, der er vigtige at tage i betragtning for at vurdere en skovs potentiale for biodiversiteten: 1) skovens areal, 2) hvor isoleret er skoven, og 3) hvilket landskab skoven indgår i. Større skovområder og nærhed til anden skov- og naturområder er vigtige elementer for diversiteten i en skov, specielt hvis den omgivne natur har høj naturkvalitet. Disse landskabselementer er tilgængelige fra nationale kortlag. Habitat kvalitet kan kortlægges baseret på en kombination af HNV skovkort og potentialekort samt §25 kortlægning. Der findes software (f.eks. Zonation), som kan bruges til rumlig prioritering af områder.

2. Indledning

2.1.1. Baggrund, formål og kommissorium

Danmark ville naturligt være dækket med skov, hvis det ikke var for menneskelig aktivitet. Selv om skoven kun dækkede ca. 3 % af landets areal for 200 år siden og 50 % af de danske skove er fra perioden efter 1950 (estimat baseret på kortmateriale; Vivian Kvist Johannsen, personlig kommentar), er store dele af den danske flora og fauna og størstedelen af de rødlistede arter knyttet til skov (Pedersen m.fl. 2016; Moeslund m.fl. 2020). Detaljer om levesteder kan findes i figurer til rødlisten

<https://bios.au.dk/forskningraadgivning/temasider/redlistframe/roedliste-2019/levesteder/>.

Få skove har lang kontinuitet og mange skove er unge, så der er akut behov for at beskytte de få skove med høj biodiversitet eller stort biodiversitetspotentiale.

I 2016 blev Naturpakken vedtaget, hvor målet var, at 20 % af statens skovareal skal være urørt skov og anden biodiversitetsskov. Dette mål er med nye udpegninger gennemført, så der nu er 25.000 ha statsskov udpeget til disse mål.

For at udpege yderligere arealer til urørt skov og anden biodiversitetsskov ønsker Miljøstyrelsen og Landbrugsstyrelsens at inddrage de private skove, hvilket er baggrunden for nærværende rapport:

”Et stort antal truede arter i skov findes alene i privatejede skove (Buchwald og Heilmann-Clausen, 2018).

Hvordan sikrer og forbedrer vi levesteder for truede arter i skovene for bedre opfyldelse af 2020-mål? Der er behov for et bedre forvaltningsgrundlag for at kunne prioritere den fremtidige indsats for biodiversitet i skov i private skove i form af nye eller tilrettede tilskudsordninger.”

Formålet med denne rapport er at give Miljøstyrelsen og Landbrugsstyrelsen inspiration i det videre arbejde med udvikling af støtteordninger til privat skovejere i forbindelse med omlægning af skov med biodiversitet som hovedformål eller udlægning af urørt skov. Målet er at give ideer og redskaber til at prioritere den fremtidige indsats for biodiversitet i private skove i form af nye eller tilrettede tilskudsordninger.

For at understøtte konverteringen af statsskov til urørt skov og biodiversitetsskov blev der udarbejdet en rapport Møller m.fl. (2018): ”**Anbefalinger vedrørende omstilling og forvaltning af skov til**

biodiversitetsformål” for Naturstyrelsen. Udgangspunktet og målet er ikke det samme for rapporten til Naturstyrelsen og idékataloget til Miljøstyrelsen og Landbrugsstyrelsen, men det er væsentligt at henvise til konkrete anbefalinger af driftstiltag i indfasning af urørt skov og anden biodiversitetsskov i rapporten (Møller m.fl. 2018) og se nærværende rapport som et supplement til denne.

2.1.2. Afgrænsning

Da formålet er ”at kunne prioritere den fremtidige indsats for biodiversitet i skov i private skove i form af nye eller tilrettede tilskudsordninger” vil det overvejende handle om virkemidler i skove, som allerede har

en høj værdi i form af eksisterende høj biodiversitet eller potentiale for høj biodiversitet ved f.eks. at være løvskov med lang kontinuitet og træer i store diameterklasser.

2.1.3. Skala og habitater

Rapporten har fokus på biodiversitet og naturlige processer i skov, men inddrager også enkelttræer og skovlandskaber i analysen, da skovens omgivelser eller den landskabsmosaik, som skoven indgår i, er en vigtig parameter for en del arter, der har brug for forskellige habitater igennem deres livscyklus.

Virkemidler, som foregår udenfor skoven, vil dog ikke indgå i rapporten.

2.1.4. Andre økosystem tjenester

Rapporten omhandler kun virkemidler til fremme af biodiversiteten i skov og medtager ikke specifikt effekt af virkemidler i forhold til miljø og klimaeffekter som f.eks. kulstofbinding og kulstoflager, grundvand, næringsstofbalancer/udledning, træ- og biomasseproduktion eller rekreation og kulturminde i denne analyse. Her henvises til andre rapporter og notater.

2.1.5. Effekter og evidens

Der søges evidens for de beskrevne virkemidler. Hovedvægten er lagt på litteratur, der omhandler studier fra nærområdet, hvor forholdene nærmer sig de danske. Rapporten forsøger ikke at lave et fyldestgørende review af den tilgængelige litteratur indenfor hvert delområde, da der er en voldsom stigning i relevante publikationer, men vi inddrager nyere sammenstillinger (reviews), hvor disse er tilgængelige.

2.1.6. Økonomi og juridiske spørgsmål

Vi har ikke i analysen inddraget de økonomiske aspekter ved de forskellige virkemidler, ligesom vi heller ikke har forholdt os til praktiske forhold, som kan være en hindring eller vanskeliggøre visse virkemidler i henhold til oplæg fra styrelserne: *"Rapporten skal ikke prissætte aktiviteterne eller vurdere deres attraktivitet for ansøgere. Rapporten forholder sig ikke til gældende lovgivning (her under Skovlov, Naturbeskyttelseslov, Vandløbslov mv) og heller ikke til miljø- og klimaeffekter"*.

3. Virkemidler

3.1. Træarter, artssammensætning og alder

Anbefaling

Hjemmehørende træarter er at foretrække, da de har flere arter knyttet til sig. En del organismer er knyttet til specifikke træarter, så flere træarter sammen betyder flere forskellige levesteder. Derfor er blandede bevoksninger at foretrække frem for monokulturer. Træer i forskellig alder er levested for forskellige organismer og både lysninger med de tidligste successionstrin og ældre mørkere skovpartier er vigtige. Hvis der foretages hugst, anbefales det at beholde større holme af ældre træer og ikke benytte en homogeniserende plukhugst. Dermed vil bevoksningen indeholde både lysninger til gavn for lys- og varmekrævende arter og områder med ældre træer.

De forskellige træarter har en række egenskaber, der bidrager til biodiversiteten. Træerne selv vil bidrage med levesteder og føde for en række af skovens organismer. Desuden vil de påvirke omgivelserne afhængigt af, om det er lys- eller skyggetræer, om træernes løv er letomsætteligt eller svært nedbrydeligt. Træernes forskellige vandforbrug og tilbageholdelse af vand i kronen (interception) skaber desuden forskelle i jordens vandindhold.

3.1.1. Træarter i de danske skove

Der findes generelt mange forskellige træarter i de danske skove, og på skovovervågningens prøveflader blev der i 2014-2018 registreret 56 forskellige træarter. De mest almindelige arter er rødgran (14 %), bøg (13 %) og eg (11 %) og løv- og nåletræer udgør ca. samme andel (Nord-Larsen m.fl. 2019). I det danske skovareal er 54 % dækket af hjemmehørende arter. I den vestlige del af landet finder vi den største andel af ikke-hjemmehørende arter, som rødgran, sitkagran, bjergfyr og contortafyr, hvilket skyldes, at de vokser hurtigere end løvtræarterne på de mere sandede jorde (Nord-Larsen m.fl. 2018). Andelen af hjemmehørende arter er omvendt størst i de gamle skovegne i det østlige Danmark. Når vi kigger på fordeling af skovtilknyttede arter, er artspuljen størst i det østlige Danmark. Det skyldes bl.a., at der er flere arter knyttet til hjemmehørende træarter, men også at skovene er ældre, og der generelt er en større artspulje i det østlige Danmark (Ejrnæs m.fl. 2014).

Af det samlede skovareal er 38 % blandede bevoksninger, hvor der er mindst 25 % kronedække af andre arter end hovedtræarten. De resterende 62 % er mere eller mindre rene bevoksninger (Nord-Larsen m.fl. 2018).

På 75 % af arealet dyrkes skovene som ensaldrende bevoksninger. Kun 15 % af skovarealet er dækket af uensaldrende bevoksninger, hvoraf 5 % af arealet henligger som egentlige naturskove, hvor der ikke er tegn på forstlig aktivitet (Nord-Larsen m.fl. 2018).

3.1.2. Træarter og biodiversitet

Hjemmehørende træer og buske har flere organismer tilknyttet og tilpasset til sig. Disse arter har derfor den største betydning for biodiversiteten af f.eks. insekter og svampe (Southwood, 1961; Kennedy & Southwood, 1984; Dahlberg & Stokland, 2004; Penone m.fl. 2018)). I Danmark er de hjemmehørende arter hovedsageligt løvtræarter med undtagelse af skovfyr, taks og ene. De ikke-hjemmehørende træarter er næsten alle nåletræer. Da nåletræarterne overvejende har haft kort tid i landet, har de generelt færre organismer tilknyttet. Selv om løvskove oftest er mere artsrige, er en del arter specifikt tilknyttet nåleskov f.eks. en del fugle, barkbiller og tovinger, så en beskyttelse af alle skovtilknyttede arter i Danmark vil også kræve en vis andel nåleskov (Buchwald & Heilmann, 2018). Tisvilde Hegn blev etableret som klitplantage med plantning 1793-1875 og er i dag et skovområde med stor biodiversitet til trods for dominans af nåletræer og er den skov i Danmark, der huser flest truede arter (Buchwald & Heilmann-Clausen, 2018). En undersøgelse af diversiteten og individantal af fugle i hhv. fyrre- og egeskov viste lidt højere diversitet i egeskov, men også at arterne i de to skovtyper var forskellige (Bergner m.fl. 2015). En gennemgang af en række insekt grupper og deres tilknytning til specifikke slægter af træer eller træarter i forskellige udbredelsesområder (Rusland, Storbritannien, Tyskland) viste, at artsrigdommen af associerede insekter bla. var positivt korreleret med, hvor længe træarten havde været i området og træernes udbredelse (Southwood, 1961; Kennedy & Southwood, 1984; Brändle & Brandl, 1984).

Tabel 1: Almindelige træer og antal af insektarter, der er tilknyttet disse træslægter i henholdsvis Storbritannien og Rusland. Baseret på Southwood, (1961). De nævnte slægter dækker over én til flere arter.

Træart	Storbritannien	Rusland
Eg (Quercus)	284	150
Pil (Salix)	266	147
Birk (Betula)	229	101
Poppel (Populus)	97	122
Fyr (Pinus)	91	190
El (Alnus)	90	63
Elm (Ulmus)	82	81
Bøg (beech)	64	79
Ask (Fraxinus)	41	41
Gran (Picea)	37	117

Når forskellige træarter har forskellige organismer tilknyttet, vil monokulturer generelt have færre tilknyttede arter end skove med flere forskellige træarter.

3.1.3. Artssammensætningen

Fordelingen af træarter i skovene er et af de elementer, der har størst betydning for skovens biodiversitet (Scherber m.fl. 2010; Scherber m.fl. 2014). Det skyldes, at mange af skovens organismer er knyttet til specifikke træarter (Dahlberg & Stokland, 2004), og flere træarter betyder flere forskellige levesteder og en større potentiel diversitet. Penone m.fl. (2018) undersøgte i et studie 13 taxa i 150 bøgedominerede bevoksninger i 3 regioner i Tyskland. De fandt bl.a., at en øget indblanding af eg i bøgebevoksninger generelt havde en positiv indvirkning på både overjordiske og underjordiske arter, og at træartssammensætningen forklarede fordelingen af de undersøgte organismegrupper bedre end skovdriften. Tilsvarende fandt Godefroid m.fl. (2005), at indblanding af andre løvtræarter i bøgeskov havde en positiv påvirkning af jordbundsfaunaen og bundvegetationen relateret til større omsætning af føden. Studier peger på, at f.eks. indblanding af nål i løv øger den strukturelle heterogenitet (Pretzsch m.fl. 2016) og biodiversitet (Gao m.fl. 2014). Ser man på de danske skove er ca. to tredjedele monokulturer og godt en tredjedel af landets skove har en væsentlig indblanding af andre træarter (Nord-Larsen m.fl. 2020). Væsentlig er når der er > 25 % indblanding af andre arter, men i nogen (yngre) bevoksninger kan denne indblanding blive fjernet ved tyndingshugst.

3.1.4. Skovens alder

Skovens alder har betydning for skovens diversitet (Flensted m.fl. 2016), da en del organismer spreder sig langsomt. Det er især velundersøgt for skovbundsplanterne, hvor den store afhængighed af myrespredning (Hermy m.fl. 1999; Verheyen m.fl. 2003; Hermy & Verheyen, 2007) og den store fragmentering af skovene er en væsentlig faktor for en relativ lav biodiversitet i yngre skove. Omkring 50 % af de danske skove er etableret siden 1950'erne. Vi vil ikke forvente høj diversitet i disse unge skove, og diversiteten vil afhænge af afstanden til ældre skove (Brunet m.fl. 2007).

Et review af Hilmer m.fl. (2018) viste, som forventet, højere diversitet af en del organismegrupper i gamle degenererede skove, men også i skov under foryngelse. Høj diversitet i skove under foryngelse kan dels skyldes lys og dermed en mere blomsterrig flora til gavn for pollen- og nektarsøgende insekter og dels relateres til døde rodsystemer og andet dødt ved i lysningerne, hvor en del er soleksponeret og dermed et varmere levested (Lindhe m.fl. 2005; Lachat m.fl. 2013). Det er derfor vigtigt, at skovene har naturlig dynamik og dermed alle skovfaser. I en sammenligning mellem østdanske bøgedominerede urørte og dyrkede skove var der dog færre lysninger i den urørte skov, hvilket kan skyldes kortere tids urørthed og lukning af kronedækket (Riis-Nielsen m.fl. 2017).

Skove, der er at finde på Videnskabernes Selskabs kort fra 1700-tallet, er bedste bud på områder med lang tids skovkontinuitet og derfor en væsentlig faktor for vurdering af skovens potentiale for høj biodiversitet. Dog kan der have været væsentlige brud på kontinuiteten af specifikke elementer af betydning for

biodiversiteten, f.eks. kan skoven være fældet ved renafdrift, og der kan forekomme brud i træart og endda skifte mellem løv og nål.

Den store andel af ensaldrende bevoksninger har betydning for biodiversiteten, da ensaldrende bevoksninger ofte har et mere begrænset udbud af levesteder for dyr og planter end skov med træer af varierende alder. Således er der gennemgående mere dødt ved ($10\text{--}16\text{ m}^3/\text{ha}$) i de danske uensaldrende naturskove og skove i drift end niveauet i de ensaldrende plantninger ($2\text{--}8\text{ m}^3/\text{ha}$) (Nord-Larsen m.fl. 2019). I et review af 99 ensaldrende og uensaldrende dyrkede skove var der dog ikke et entydigt billede af, at de uensaldrende skove understøttede en højere diversitet (Nolet m.fl. 2018). De konkluderede, at uensaldrende bevoksninger ikke substantielt er bedre end ensaldrende, men at nogle organismegrupper til gengæld påvirkes negativt af drift. Der indgik ikke en urørt reference i studiet. Tilsvarende er der i kulturskove i Danmark fundet samme eller højere diversitet af rov- og løbebiller end i urørte skove, hvilket kan relateres til flere generalister knyttet til overgangshabitater og lysåben natur i modsætning til flere specialiserede skovarter i urørte skove (Jensen & Toft, 2014; Justesen m.fl. 2017).

3.1.5. Træernes alder

Ligesom skovens alder har træernes alder betydning. Ældre træer vil have flere levesteder for organismer og længere tid, hvor associerede arter har kunnet etablere sig (Ranius m.fl. 2008). Det er relateret til udvikling af mikrohabitat over tid (se afsnit om mikrohabitat). Fritz m.fl. (2009) undersøgte epifytiske laver og mosser på bøg og mange af specialisterne og rødlistede arter blev kun fundet på træer > 180 år, men manglede i kulturskove med 100-140 års rotation. De fandt også, at skadede gamle træer havde signifikant flere arter tilknyttet og især flere rødlistede arter end sunde træer, så det er ikke nok, at træerne er gamle.

3.2. Strukturfremme og naturlig dynamik

Anbefaling

Renafdrift og urørt skov er ofte de to scenarier for skovene, der trækkes frem, men ind imellem er der en række strukturfremmende dyrkningssystemer og tiltag, som kan benyttes for at højne biodiversiteten i skovene. Naturnær skovdrift kan med plukhugst, naturlig foryngelse og naturlig hydrologi skabe bevoksninger med flere træarter i forskellige aldre inden for et relativt lille areal. Der vil dog ofte mangle de tidligste og sene skovfaser og dermed gamle træer og lysninger. Disse kan skabes med indledende hugst, hvor der er fokus på bevarelse af blomstrende træer og buske og indre skovbryn. Tilgroningen af små lysninger er hurtigere end af større lysninger og fremmer især skygge træer. Lidt større lysninger, hvor forholdet mellem lysningens diameter og bevoksningens højde er >2 , kan understøtte regeneration af

lyskrævende træer. Genskabelse af naturlig hydrologi kan også resultere i lysninger og artsrige og dynamiske overgange mellem vådområder og skoven.

Intensiv skovdrift har primært til formål at optimere biomasseproduktionen. Det resulterer oftest i monokulturer af ensaldrende træer, der fældes samtidig ved renafdrift. Derved opnås skove uden de sene successionstrin (Emborg m.fl. 2000) og med store skift i skovstruktur og skovklima, som specielt skovspecialister blandt flora- og faunagrupper er sensitive overfor. En konsekvens af intensiv skovdrift er et skovmiljø uden kontinuitet og med lav strukturel heterogenitet. I den anden ende af spektret er de urørte skove, hvor længe urørte skove vil have en mere varieret struktur og flere habitater og som dermed kan rumme en højere diversitet af flora og fauna. Få danske skove har været længe urørte og derfor er der få skove, der inkluderer alle skovfaser fra regeneration til degeneration. Varige aftaler om områder med urørt skov er foreslået som den økonomisk set mest effektive måde at undgå yderligere tab af biodiversitet i Danmark (Lundhede m.fl. 2016). Strukturfremmende tiltag kan være en genvej til en skovstruktur, der afspejler en naturlig dynamik (Bauhus m.fl. 2009).

3.2.1. Dyrkningssystemer

Renafrift og urørt skov er ofte de to scenarier for skovene, der trækkes frem, men ind imellem er der en række strukturfremmende dyrkningssystemer og tiltag, som kan benyttes for at højne biodiversiteten i skovene. For at kunne evaluere skovdriftens betydning for biodiversiteten, er det nødvendigt at identificere hvilke nøglefaktorer, der understøtter bæredygtige populationer af skovtilknyttede arter, og hvordan skovdriften påvirker disse nøglefaktorer. Adskillige studier har identificeret nøglefaktorer med en positiv betydning for biodiversiteten i skovbunden (Lindenmayer m.fl. 2006; Gossner m.fl. 2014). **Store træer, dødt ved, strukturel heterogenitet, artsdiversitet i kronelaget, naturlig hydrologi og naturlige forstyrrelser** antages bla. at have betydning for høj forekomst og diversitet af mange organismer.

Naturnær skovdrift med plukhugst har været foreslået som en driftsform, der potentielt kan sikre bedre beskyttelse af skovtilknyttede arter og samtidig give et vist økonomisk afkast. Naturnær skovdrift er skovdrift med plukhugst med naturlig foryngelse, der skaber uensaldrende bevoksninger og oftest resulterer i flere træarter i forskellige aldre inden for et relativt lille areal. I den naturnære skovdrift anvendes der ikke dræning eller jordbearbejdning (Brunet m.fl. 2010; Larsen og Nielsen, 2007).

Driftsformen er anvendt i Tyskland og bruges i Danmark i Statsskovene (Miljøministeriet, 2005), men dens betydning for diversiteten i skovene mangler stadig dokumentation. Schall m.fl. (2018) har analyseret en række organismegrupper og finder, at naturnær skovdrift (uensaldrende bevoksninger) kan reducere variationen på landskabsniveau, da lysåbne arealer ikke forekommer, som de gør ved et ensaldrende driftssystem. Der indgår ikke en urørt reference i undersøgelsen.

I et studie af 17 skovbevoksninger på Sjælland som hhv. er under intensiv skovdrift (renafdrift), naturnær skovdrift med plukhugst eller har ligget helt urørt i 20 til 100 år efter længere perioder med meget

ekstensiv drift (Møller, 2017) blev artsrigdommen af en række organismegrupper undersøgt i relation til struktur og landskabselementer af betydning for biodiversiteten (Kepfer-Rojas m.fl., 2017). Data viser, at forstligt drevne skove potentielt kan matche de urørte skove mht. biomasse, densitet og volumen, men på nogle parametre med stor betydning for biodiversiteten som mængden af dødt ved, antallet af store træer og den strukturelle heterogenitet er der meget stor forskel på skovdriftstyperne. Desuden er der betydelig færre våde områder i de forstligt drevne skove pga. omfattende dræning. Der indgik få skove med plukhugst, men data indikerer, at den naturnære skovdrift, som nu praktiseres i statsskovene, ser ud til at reducere nogle af de negative påvirkninger fra traditionel, intensiv skovdrift.

Selv om naturnær skovdrift kan højne diversiteten, praktiseres ofte måldiameterhugst, hvor de enkelte træer tages ud efterhånden, som de opnår den rette størrelse. Det giver en jævn produktion af træ, fleretageret skov med størrelses- og aldersdiversitet, dvs. vertikal heterogenitet, men der vil mangle de største træer, naturlige forstyrrelser som stormfald, insektangreb, naturlig død pga. alder og naturlig hydrologi, som kan skabe lysninger af forskellig størrelse. Dermed kommer skoven til at mangle de tidlige og sene skovfaser, som har højest diversitet af en del taxa (Gao m.fl. 2014; Hilmers m.fl. 2018; Schall m.fl. 2018).

3.2.2. Skabelse af særlige habitater

I forbindelse med overgang til urørt skov eller til skov med biodiversitet som hoved- eller delmål, kan nogle skovtyper i en periode blive mørkere (Riis-Nielsen m.fl. 2017). Det gælder især bøgeskove, der har evnen til at lukke huller i kronen, når der er tale om mindre åbninger (Madsen & Hahn, 2008). Indledningsvist kan der i disse skove med fordel foretages en række indgreb, der kan fremme udviklingen af mere heterogen skovstruktur. Det kan være hugst, veteranisering eller genetablering af naturlig hydrologi, som skaber lysbrønde og lysninger (Bauhus m.fl. 2009). Etablering af lysninger ved hjælp af naturlig hydrologi vil specielt hæmme skyggetræet bøg (Riis-Nielsen m.fl. 2017), der vokser dårligt på fugtigere bund. Møller m.fl. (2018) gennemgår en række forskellige strukturskabende tiltag og prioritering af træarter eller fjernelse af invasive arter, der kan benyttes som naturgenopretning i ældre bevoksninger.

Strukturfremmende hugst skal dog nøje overvejes. Hvis ophør af drift og/eller genskabelse af naturlig hydrologi relativt hurtigt vil skabe lysninger, er der ikke grund til at foretage andre indgreb.

Skabelse af lysbrønde og lysåbne arealer vil give en række indre og ydre bryn. I et review om lysninger, gennemgår Muscola m.fl. (2014) betydningen af lysningers størrelse, form og alder for bl.a. regeneration af træarterne og den fremtidige sammensætning af kronelaget. Størrelsen af lysningerne er vigtig. Hvis diameteren er $< 1 \times$ bevoksningshøjden understøtter lysningen regeneration af skyggetolerante træer, hvorimod en diameter:højde forhold på 1,5 eller 2,0 understøtter hhv. intermediær lyskrævende og lyskrævende træer (Muscola m.fl. 2014).

Genskabelse af naturlig hydrologi kan også resultere i lysninger og artsrige og dynamiske overgange mellem vådområder og skove af stor betydning for bl.a. en del insekter og fugle.

For at bevare og udvikle værdifulde levesteder for arter knyttet til gamle og svækkede træer skal der i statsskovene udpeges fem livstræer per hektar. Livstræer er træer, der får lov at leve til de dør en naturlig død. Udpegningen fokuserer på gamle træer, som beskyttes så de kan blive ældgamle og huse sjældne og truede arter, indtil de dør og vælter omkuld i skovbunden.

I mange bevoksninger er der ikke aldrende eller svækkede træer. Her kan benyttes veteranisering af træer. Veteranisering betyder at unge/ynge træer skades for at skabe strukturer, som ellers er knyttet til aldrende træer. I de senere år har veteranisering været afprøvet i flere forsøg i Danmark og især Sverige. I f.eks. Gribskov og Bistrup Skovene er der lavet forsøg med bl.a. afbrænding ved basis af træer og lavet huller i stammer for at fremme råd i træerne (Heilmann-Clausen, upubliceret; Møller, upubliceret). Veteranisering kan anvendes på skyggende træer (bøg), hvor de skygger for lystræer som eg eller til at skabe levesteder, hvor der er forekomst af sjældne vedboende arter. I stedet for veteranisering, kan man lade kummerformer blandt skovens træer stå i stedet for at vælge dem til tynding. Der foregår mange forsøg i de danske skove. Som mange andre tiltag mangler der dog i de fleste tilfælde systematisk dataopsamling.

3.3. Dødt ved

Anbefaling

Mængden af dødt ved i de danske skove er en af de laveste i Europa. En større mængde dødt ved i skovene vil have stor betydning for biodiversiteten, da mange af skovens arter og heraf mange rødlistede arter er knyttet til det døde ved. Det anbefales at efterlade mindst 30-50 m³ /ha dødt ved i skove med biodiversitet som formål.

Det er ikke kun mængden af dødt ved, der har betydning for biodiversiteten, men også kvaliteten. En lang række faktorer som træart, del af træet (stamme, grene, rødder), del af veddet, størrelse, nedbrydningsgrad, dødsårsag mv. har betydning for forskellige organismer. Det er umuligt, at tilgodese alle disse substrater alle steder. Anbefalingen er derfor at fremme de levesteder, der er en mangelvare i de danske skove. Det vil være store dimensioner af dødt ved af løvtræ, stående dødt ved, soleksponeret eller solitære træer. Dødt ved nedbrydes, så der skal være en kontinuerlig tilførsel.

Dødt ved er vigtigt for den biologiske mangfoldighed i skovene, som habitater for en lang række organismer, som laver, mosser, svampe samt insekter (Johannsen m.fl., 2015; Stokland m.fl. 2012) og små fugle (Küffer & Senn-Irlet, 2005). De to største organisme-grupper tilknyttet dødt ved er insekter og svampe. De fleste af disse organismer er afhængige af dødt ved i dele eller hele deres livscyklus (Dahlberg

og Stokland, 2004). Ifølge Stokland m.fl. (2012) er 25 % af arterne i tempererede og boreale skove saproxyiske, dvs. de er tilknyttet dødt ved i hele eller dele af deres livscyklus.

3.3.1. Dødt ved i de danske skove

Ifølge Danmarks Skovstatistik (Nord-Larsen m.fl., 2019) er mængde af dødt ved (> 10 cm) i de danske skove 6.1 m³/ha. Mængden af dødt ved har i en årrække været stigende. Stigningen kan i de sidste 5 år tilskrives en markant stigning af dødt løvtræ. Af den samlede mængde dødt ved er 47 % løvtræ og 52 % er nåletræ. Størstedelen består af stående eller hældende dødt ved, som udgør 55 %, og liggende dødt ved udgør 38 %. Ifølge Danmarks Skovstatistik varierer den aktuelle mængde af dødt ved i danske skove regionalt. I Region Hovedstaden er der 9,6 m³/ha dødt ved, mens der kun er 3,7 m³/ha i region Syddanmark. Mængden af dødt ved varierer desuden mellem træarter og alder (tabel 4.9-4.12; Nord-Larsen m.fl., 2019).

Tabel 2 Gennemsnitlig mængden af dødt ved (m³/ha) i løv og nål i danske skove målt i skovstatistikken fra 2005-2018 fordelt på aldersklasser (Nord-Larsen m.fl. upubliceret).

	Aldersklasser				
	25	75	125	>150	Ukendt
Løv	2,1	6,1	7,1	10,5	6,1
Nål	3,2	8,5	7,8	14,3	5,5

3.3.2. Volumen af dødt ved

Mængden af dødt ved er en af de faktorer, der adskiller sig mest mellem produktionsskov og urørt skov (Siitonen 2001) og ofte med en faktor 10 til forskel (Stokland m.fl. 2012), og større for de danske skove. Det skyldes en blanding af tradition, hvor hugstaffald og træer med skader fjernes, og at det døde ved overvejende skabes i ældre bevoksninger, som der er få af i produktionsskove. Det samme mønster ses i en undersøgelse af 17 ældre østdanske bøgedominerede skove (Kepfer-Rojas mfl. 2017), hvor urørte skove gennem 20-100 år havde 100-200 m³/ha dødt ved mod 10-15 og 30-50 m³/ha for skove med hhv. alm. drift og plukhugst. Selv skove, der er urørte eller udlagt til skov med biodiversitet som primære formål, kan indeholde små mængder af dødt ved, hvis skovene ikke har lang kontinuitet som urørte, da skovhugst har ændret de naturlige dynamikker i skoven og den naturlige kontinuerlige skabelse af dødt ved (Christensen m.fl. 2005; Küffer & Senn-Irlet, 2005; Sandström m.fl. 2019).

I et review af Müller & Bütler (2010) estimerer de, at i skove domineret af bøg og eg vil det kræve 30-50 m³ ha⁻¹ dødt ved for at kunne opretholde bæredygtige populationer af saproxyiske organismer. Ifølge Danmarks Skovstatistik blev der i den seneste opgørelse målt 30 m³/ha dødt ved på 6 % af prøvefladerne mod gennemsnitligt 6,1 m³/ha for alle prøvefladerne.

3.3.3. Størrelse af det døde ved

Den svenske artsdatabase (Dahlberg og Stokland, 2004) viser, at 50 % af ved-tilknyttede arter forekommer på dimensioner af ved med en diameter > 20 cm, og 15 % foretrækker ved > 40 cm. Hos insekterne foretrækker hovedparten af arterne ved > 20 cm mod kun 16 % af trætilknyttede svampe. Få arter har stærk præference for en specifik størrelse. Det skal dog ses i forhold til, at der savnes information for mange arter. Flere studier har undersøgt, hvilken betydning størrelsen af det døde ved havde på diversiteten af trælevende svampe (Heilmann-Clausen og Christensen, 2004; Nordén m.fl. 2004). De konkluderede, at dødt ved i små diameterklasser udgør et vigtigt habitat for visse trælevende svampe, da det har en større overflade per volumen. Dødt ved i små diameterklasser er dog ikke en mangelvare i produktionsskovene, hvor tyndingshugst kan resultere i en kontinuerlig tilførsel af dødt ved i de små størrelsesklasser, hvis det ikke udnyttes til f.eks. flis produktion. Dødt ved af større dimensioner er til gengæld en mangelvare i produktionsskovene. De fleste vedboende biller er knyttet til dødt ved af større dimensioner (Dahlberg og Stokland, 2004). De større stammer er vigtige elementer for biodiversiteten, da nedbrydningen ikke sker lige hurtigt hen over stammen og derfor kan stammerne udbyde forskellige nicher og kontinuitet af dødt ved (Heilmann-Clausen og Christensen, 2004). Vítková m.fl., (2018) rapporterede, at dødt ved i store dimensioner er en vigtigere faktor for artsdiversiteten end forskellige typer og placeringer af dødt ved.

3.3.4. Typer af dødt ved

En lang række faktorer påvirker det døde ved og har betydning for hvilke arter, der potentielt kan forekomme i det døde ved. Dahlberg og Stokland (2004) opřidser > 1 mill. kombinationer af egenskaber af det døde ved med betydning for den biologiske mangfoldighed. Væsentlige faktorer er træart, hvilken del af træet, størrelsen af træet, veddets nedbrydningsgrad, træets dødsårsag, træets vækstforhold, veddets placering i skoven og associerede arter f.eks. poresvampe og mosser. Det er dog relativt få saproxylliske arter, der udelukkende er knyttet til et substrat (Dahlberg og Stokland, 2004).

Træart. Studier i skandinaviske skove har vist, at løvskove understøtter flere arter end nåleskove (Vítková m.fl., 2018). Artsdatabanken i Sverige har en opgørelse af vedlevende arter (overvejende svampe og insekter, men dækker også mosser, laver og andre artsgrupper) på forskellige træarter og angiver at 50 % findes på løvtræ, 27 % på nåletræ og 11 % findes på begge arter (Dahlberg og Stokland, 2004) og fordelingen for de svenske rødlistede arter er hhv, 65, 22 og 23 %. Der er generelt flest rødlistede arter knyttet til eg, hvorimod det svenske studie finder flest svampe på nåletræerne efterfulgt af bøg. Et studie fra Draved Skov viser, at artsdiversiteten af de døde træer er en vigtig faktor for artssammensætningen af svampe, mens mosserne er mere afhængige af et stabilt mikroklima (Heilmann-Clausen m.fl. 2005).

Træets alder og dødsårsag. Træets alder ved død har også en indflydelse på kvaliteten af det døde ved.

Ældre træer, der dør, vil ofte besidde flest og veludviklede mikrohabitat og måske også rådne partier. Et særligt levested er poresvampe, der etablerer sig i træerne, når de svækkes af alder eller sygdom.

Dødsårsagen af veddet fremhæves ofte som væsentlig for diversiteten af de associerede arter, selv om der er få undersøgelser (Pasanen m.fl. 2018). Rationalet er, at svækkelse af træer vil igangsætte forskellige forsvarsmekanismer som kemiske ændringer i inderbarken f.eks. produktion af harpiks. Disse ændringer kan påvirke sammensætningen af vedboende organismer og nogen af de rødlistede arter har specialiseret sig i specifikke substrater.

Placering. Den rumlige placering af dødt kan være vigtig for især rødlistede arter. Brunet & Isaksson (2009) fandt et faldende antal rødlistede arter af saproxylliske biller i bøg med stigende afstand mellem foretrukne levesteder. Et tilsvarende forhold gjaldt ikke for biller generelt. Forfatterne konkluderede, at sjældne arter af biller har dårligere spredning og er mere afhængige af egnet dødt ved tæt ved deres habitat end biller generelt er. Artsantallet af rødlistede arter var positivt stigende med stigende mængde af dødt ved indenfor en 200-300 m afstand til kernehabitatet. Derfor skal dødt ved ikke placeres jævnt over et område, men koncentrerer omkring eksisterende habitater, for at gavne arter med lav spredning (Abrego m.fl. 2015). Abrego m.fl. (2015) fandt desuden, at arealet med dødt ved positivt påvirkede vedboende svampe. Ifølge Mattson m.fl. (1987) og Duvall & Grigal (1999) er der forskel på, hvilke påvirkninger stående og hældende dødt ved udsættes for sammenlignet med liggende dødt ved. Der er forskel i graden af jordkontakt, og dette medfører, at stående dødt ved er mindre udsat for fugtighedskrævende vednedbrydere. Dermed skabes forskellige levesteder mellem typer af dødt ved over gradienter af lys og fugtighed. Mange fugle og biller foretrækker typisk mindre fugtige levesteder og foretrækker dermed stående dødt ved. I hyppigt oversvømmede områder vil dødt træ have en anden organismsammensætning end i områder, hvor det døde ved ligger tørt. Højere diversitet kan derfor opnås ved at efterlade trærester ved forskellig grad af soleksponering. Dødt ved på levende træer betyder ofte levesteder i kronelaget og dermed endnu et unikt habitat for insekter, flagermus og fugle.

3.3.5. Kontinuitet og nedbrydningsgrad

Brunet og Isaksson (2009) fremhæver kontinuitet af dødt ved og store træer som vigtige for de rødlistede saproxylliske arter. I forhold til kontinuitet af dødt ved i både tid og rum, kan små elementer af dødt ved tilbyde midlertidige habitater til mange arter, der kan overleve på grene og stammer i små diameterklasser (< 10 cm), men andre saproxylliske arter kræver store dimensioner dødt ved (Stokland m.fl. 2012). Større diameterklasser af dødt ved forbliver til gengæld længere i skoven, da nedbrydningen tager længere tid (Gossner m.fl. 2013) og dermed kan disse stammer fungere som kontinuerlige habitater (Bütler, 2003; Vítková m.fl., 2018). Nedbrydningsgraden af det døde ved har betydning for de tilknyttede organismer. I de

ynge nedbrydningsfaser er der flest biller, hvorimod de senere faser domineres af svampe (Jonsson m.fl. 2006). Data for dødt ved fra Suserup og Strødam indikerer en halveringstid på 35-40 år (Christensen & Vesterdal, 2003; Johannsen m.fl. 2015), men omkring 20 år baseret på data fra Næsset (1999)

Sammenfattende kan siges, at den vigtigste faktor i forhold til arter af svampe, biller og andre saproxylliske organismer er, at det døde ved er heterogent og dermed besidder forskellige karakteristika så som volumen, træart, forskellige dele af træet, diameter, længder og nedbrydningsstadier, samt dødsårsag. De forskellige komponenter har betydning for forskellige organismer, da de udgør varierede levesteder (Küffer & Senn-Irlet, 2005; Suominen m.fl., 2019; Johannsen m.fl., 2015), så en overordnet anbefaling vil være at fremme heterogenitet i det døde ved.

3.3.6. Fremme af dødt ved

Sandström m.fl. (2019) undersøgte i et review, hvilke virkemidler associeret til dødt ved, der øger biodiversiteten i skove. De fokuserede på tre virkemidler 1) skabelse af dødt ved 2) tilførsel af dødt ved og 3) dødt ved efter brand. De fandt, at alle tre måder til fremme af dødt ved signifikant øger både udbredelse og artsrigdom af trælevende insekter, biller og svampe. De fandt ingen effekt på jordboende insekter ved det døde ved. De fandt heller ikke klare forskelle mellem de forskellige virkemidler til trods for at afbrænding resulterer i et lavere volumen af det døde ved sammenlignet med studierne, hvor der blev skabt eller tilført dødt ved. Det blev forklaret med, at afbrænding skaber højere heterogenitet og højere diversitet af mikrohabitater (se afsnit om ild). Dette øger variationen af døde og døende træer og dermed variationen af nedbrydningsstadier og kontinuiteten af dødt ved. Et studie af Suominen m.fl. (2019) viste, at rødlistede arter i højere grad er favoriseret i skovområder, der havde været udsat for afbrænding.

En metode til at opnå kontinuerlig tilførsel af dødt ved er udpegning af livstræer og trægrupper, der gennemgår hele deres livscyklus. Dermed gennemgår de alle faser, hvor de udbyder mikrohabitater og ender som veterantræer og til sidst som stående eller liggende dødt ved (Vítková m.fl. 2018). Da mange af de danske skov er unge, er der mangel på ældre døende træer eller levende ældre træer med dødt ved og en række tiltag forsøges i øjeblikket for at skabe tilsvarende habitater i yngre skove gennem veteranisering. Dødt ved kan skabes ved fældning af levende træer med motorsav. Det døde ved gennemgår i så fald ikke en aldriansproces, som har betydning for kvaliteten af det døde ved. I stedet kan benyttes ringning og delvis beskæring og splintrig af stammer og grene, hvorved træer skades og langsomt dør (Vítková m.fl. 2018; Møller m.fl. 2018). Et enkelt studie har sammenlignet dødt ved, som er skabt kunstigt med naturligt dannet dødt ved (Pasanen m.fl. 2018). Diversiteten af vedboende svampe var højest i naturligt dannet dødt ved, men forskellen var ikke stor.

I Sverige forsøger man sig med opsætning af 'mulmholk' – en svensk betegnelse for store kasser med førne og andet organisk materiale til nedbrydning, som opsættes i bevoksninger med mangel på delvist nedbrudt

materiale, målrettet særlige grupper af organismer. Der foreligger ikke resultater af eksperimenter med kasserne endnu (Lansstyrelsen.se). Der er flere danske forsøg i gang, hvor dødt ved skabes kunstigt ved at påføre træer skade med ild, topsprængning eller ringning bl.a. i Gribskov (Heilmann-Clausen upubliceret) og i Dyrehaven.

3.4. Mikrohabitater på forskellige træarter

Anbefaling

Mikrohabitater er vigtige føde- og/eller levesteder for en del organismer. De er typisk tilknyttet gamle, krogede, beskadigede og svampeangrebne træer, som derfor med fordel kan bevares i skoven. Nogle typer af mikrohabitater kan nemt skabes kunstigt, som fx vandfyldte hulheder (dendrotelms), små huller og splintret ved.

Mikrohabitater er særlige strukturer på levende træer, der bruges som målestok for biodiversitetspotentialet, fordi de anses for at være levesteder for en lang række organismer.

Mikrohabitater er fysiske forhold ved træer, som fx huller, knuder, ru bark og dendrotelms (vandfyldte habitater), men også mos, lav og svampe anses som mikrohabitater, samtidig med at de selv indgår som trætilknyttet biodiversitet. Mikrohabitater har fået stor opmærksomhed som biodiversitetsindikator, da de er nemmere at observere og tælle, end de mange forskellige arter af insekter, fugle og andre dyr, som udnytter dødt ved (Kraus m.fl. 2016).

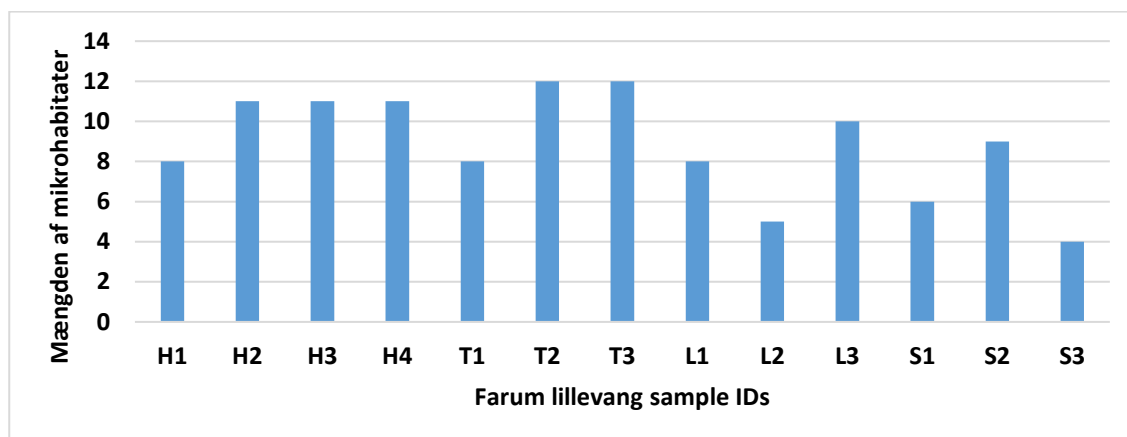
Træart, træets alder og størrelse er nogle af de faktorer, der afgør antallet af mikrohabitater, og hvor nyttigt et træ er for biodiversiteten. Temperatur og fugtighed har desuden stor indflydelse på hvilke organismer, der optræder i mikrohabitaterne, hvorfor forekomst i fugtige områder og med forskellige grad af soleksponering vil være relevant.

Paillet m.fl. (2018) analyserede forekomsten af flagermus, fugle og saproxylliske biller i relation til forskellige strukturelle elementer bla. mikrohabitater. De fandt en begrænset effekt af disse på især billerne, men at de komplementerer andre af skovens habitater. Desuden gavnede de nogle fugle og flagermus. De konkluderer, at mikrohabitater kan fungere som biodiversitet indikatorer for nogle fugle og flagermus, men ikke som en universal indikator.

Nogle typer af mikrohabitater er almindelige på både døde og levende træer, mens andre er knyttet til dødt ved. Eksempler på de sidstnævnte er barklommer og -hætter, huller efter insekter og spættehak. Især større udhulninger skabt af spætter anses som vigtige for hulrugende fugle (Lowe m.fl. 2011). Jo længere døde trærester har stået eller ligget, des flere mikrohabitater kan der typisk observeres. I en undersøgelse af mikrohabitater på træruiner i byområder (Bergstedt 2019) havde stød og liggende stammer i gennemsnit

næsten lige så mange forskellige mikrohabitater som stående træer, formentlig fordi stød og liggende stammer generelt var af ældre dato.

Observationer af mikrohabitater på et lille udvalg af træruiner i to bevoksninger i Farum Lillevang, som var hhv. urørt skov (Kaffehøj området) og naturnært drevet, viste, at der var 8-12 mikrohabitater på alle de stående træruiner i skov.



Figur 1. Der blev optalt mikrohabitater på 13 træruiner, 4 høje torsoer over 4 meter (H), 3 lave torsoer (T), 3 liggende stammer (L) og 3 stød (S). De fleste træer havde fuglehak, insektspor, blottet ved, barklommer og -hætter. Der var typisk også huller eller hulheder og frugtlegemer af en svamp. (Data C.E. Bergstedt)

I den samme undersøgelse var forekomst af forskellige mikrohabitater delvist afhængigt af træart. Selvom det gennemsnitlige antal mikrohabitater var næsten det samme for bøg, birk, eg, pil, poppel samt restgruppen af øvrige træarter, var det tydeligt, at visse typer af mikrohabitater forekom oftere på fx birk og eg end på bøg. Det gjaldt bl.a. små hulheder og grenhuller på stammen, der anses for vigtige habitater for flagermus og visse fugle (Baagøe & Degn 2007), men også har betydning for lav (Fritz & Heilmann-Clausen 2010). Til gengæld var barklommer og -hætter ualmindelige på birk, men optrådte hyppigt på bøg og de øvrige træarter. Ru bark var ualmindeligt på bøg, mens de sjældne dendrotelms og rodhulheder mest blev fundet på bøg. Når træer eller bevoksninger udvælges til forfald eller urørt skov, bør man derfor fokusere på en spredning i træarter, samt på gamle træer og på bevoksninger, der allerede har mange mikrohabitater.

En højstammet, sund bøg med en salgbar kævle er sjældent hjemsted for gode mikrohabitater, mens et gammelt, kroget og knudret individ med brækkede grene, barkskader og svampeangreb er langt mere interessant, set ud fra et biodiversitetssynspunkt. Et middel til højere biodiversitet i skov er derfor at lade de økonomisk værdiløse træer blive stående. Det kan også anbefales at skabe visse typer af mikrohabitater kunstigt på væltede træer eller ved veteranisering af træer (Bengtsson m.fl. 2012).

Kraus m.fl. (2016) er et katalog over mikrohabitater udviklet som led i det fælles europæiske projekt Integrate+ under European Forest Institute (EFI). Målet er systematisk at kunne værdisætte biodiversitet ud

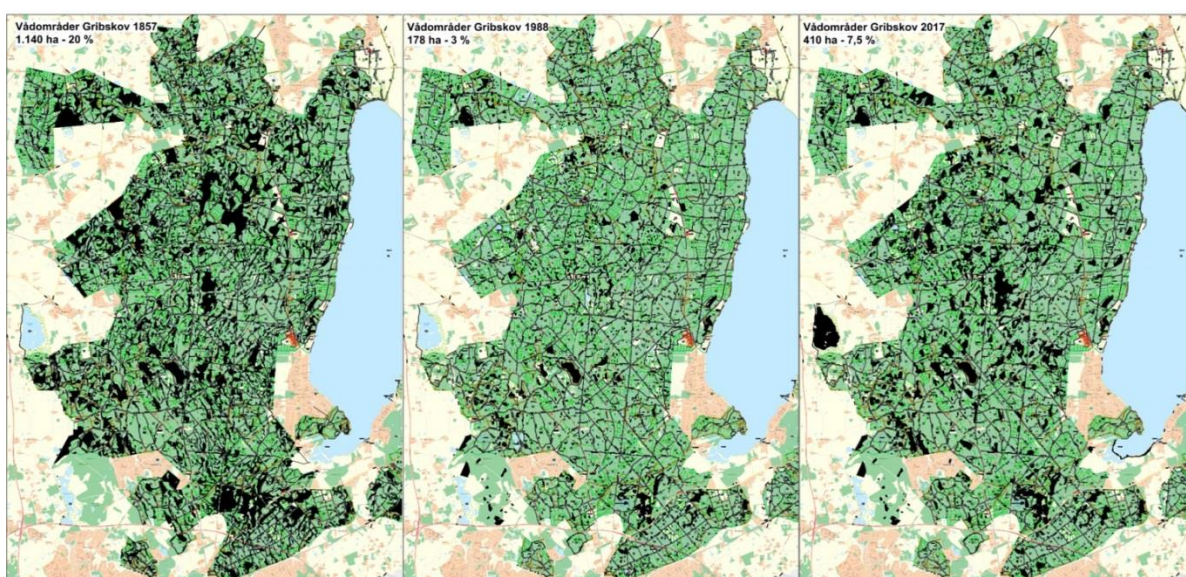
fra strukturer og elementer på enkelttræer. En mere uddybende gennemgang af kataloget og de tilknyttede værktøjer er gennemgået i Krog og Christensen (2017).

3.5. Hydrologi i skoven

Anbefaling

Dræning i skovbruget har medført en unaturlig hydrologi og lavere vandstand i de danske skove. En høj og naturligt varierende vandstand er vigtig for biodiversiteten, da den skaber levesteder i form af vådområder, samt medvirker til et dynamisk og varieret skovmiljø. Skovens vådområder er typisk artsrige sammenlignet med tør skov, og huser en særlig flora og fauna, der varierer i henhold til vådområdets type og beskaffenhed. Ved at reetablere naturlige hydrologiske forhold, kan man på sigt genskabe en naturlig skovdynamik, og gavne biodiversiteten. Dette kan opnås ved aktiv eller passiv grøftelukning, og udføres i hele eller mindre partier af skoven, f.eks. i urentable bevoksninger på våd bund, eller forhenværende lysåbne moser. Biodiversiteten i udrettede vandløb kan gavnnes ved restaureringstiltag som genslyngning, samt frilægning af rørlagte vandløb, og fjernelse af menneskeskabte opstemninger.

Gennem århundreder har dræning samt regulering af vandløb medført en reguleret hydrologi og vandstand i de danske skove. Det anslås, at op mod 80 % af vådområderne i danske skove er blevet drænet indenfor de seneste 170 år, hvilket har haft negative konsekvenser for biodiversiteten (Christensen & Emborg 1996). I Gribskov på Sjælland har man fulgt udviklingen i vådområder siden 1850'erne, hvor de udgjorde godt 20 % af skovarealet. I 1988 var andelen af vådområder faldet til 3 % pga. dræning med tab af småsøer, moser og våde partier. Etablering af dræn toppede i 1970'erne og 1980'erne. Siden 1992 har statsskovene målrettet arbejdet på at genskabe en mere naturlig vandbalance i skovene gennem aktive tiltage eller stop for vedligeholdelsen af dræn (Krog m.fl. 2015). I Gribskov er 50 km grøfter ud af 526 km blevet lukket, hvilket har medført en stigning i vådområder fra 3 % i 1988 til 7.5 % i 2017 (Naturstyrelsen 2017) (Figur 2).



Figur 2 Udviklingen i vådområder i Gribskov siden 1857. Andelen af vådområder er faldet fra ca. 20 % af det samlede skovareal til 3 % i 1988 pga. dræning. I 2017 er dette tal steget til 7.5 % efter lukning af drængrøfter (Naturstyrelsen 2017).

Vandstanden i skoven er vigtig for biodiversiteten, da den skaber variation i tid og rum, hvilket er ophav til levesteder for en lang række arter. Rune (2001) har sammenfattet vandstandens betydning for biodiversitet (Tabel 3).

Tabel 3 Vandstandens betydning for biodiversitet (Rune 2001; sammenfattet fra Møller 2000).

<p>Vandstanden i skoven:</p> <ul style="list-style-type: none"> - genererer specifikke biotoper - generer levesteder for specifikke arter - har i form af våde lavninger betydning for mange fugles og pattedyrs fouragering - er en generel artsfordelende faktor - skaber variation, gradienter, lysninger mv. - skaber under urørte forhold større form- og aldersvariation på træer - skaber i form af vådområder og vådbundsskov et gunstigt skovklima
<p>Høj vandstand:</p> <ul style="list-style-type: none"> - medvirker til at bevare fortidsminder og geologiske "arkiver" (tørv, gytje) - begrænser omsætningen af organiske sedimenter og fremmer tørve- og humusophobning og vil derfor have en klimaeffekt - fremmer generelt grundvandsdannelsen - kan øge reduktionen af nitrat til frit kvælstof

Vådområder i skove kan optræde som vandløb og væld, eller mere stillestående vand som skovsump, moser og vandhuller/søer. Vandstanden eller grundvandsspejlets niveau, såvel som skovens topografi og jordbundsforhold, har stor betydning for vådområdets beskaffenhed, herunder størrelse, udformning, lys og udtørring. Disse faktorer er sammen med bevoksningen afgørende for biodiversiteten i vådområdet.

3.5.1. Træbevoksede vådområder

Vandstanden spiller en afgørende rolle for artssammensætningen og fordelingen af træer.

Artssammensætningen og fordelingen af træer har stor betydning for biodiversitet (Se afsnit om Træarter og artssammensætning). Derudover kan træartssammensætningen påvirke skovens vandstand via forskelle i interception og fordampningen af regnvand fra kronelaget. Løvtræer har en mindre fordampning fra kronelaget sammenlignet med nåletræer (Rune 2001; Christiansen m.fl. 2006), ligesom nåletræer transpirer vand året rundt og dermed genererer mindre nedsivende vand til grundvand (Christiansen m.fl. 2008; Gundersen m.fl. 2014).

Kombinationen af skov og vådområder giver ophav til en række unikke habitater, der sjældent findes i det åbne land. Træer giver bl.a. læ til pattedyr og en række svagtflyvende insekter, hvis larvestadie er tilknyttet vådområder som døgnfluer og stankelben (Kirby 1992; Byriel m.fl. 2020). Andre insekter er tilknyttet friske

blade, bark eller dødt ved i dele af deres livscyklus og vådområder i andre dele, og de har derfor behov for at kunne bevæge sig mellem habitaterne (Kirby 1992). Træernes løvfald er også en vigtig fødekilde for nedbrydende organismer, som i kombination med en høj jordfugtighed kan huse en særdeles arts- og individrig jordbundsfauna (Frouz 1999). Dette afspejles, under gunstige redeforhold, i fødenettet på højere trofiske niveauer i form af en øget forekomst af fugle og flagermus i vådområder.

Et af de mest almindeligt forekomne vådområder i skov er skovsump, som ofte forekommer i forbindelse med vandløb, søer, væld og mose. Skovsumpe er karakteriseret ved en vandstand, der henover året tidsvis udtørre, og tillader vækst af vådbundstolerante træarter. Skovsumpes træartssammensætning har stor betydning for biodiversiteten og inkluderer f.eks. træer som el, ask, birk og pil. Som den eneste træart i Danmark, kan rød-el tåle at stå med rødderne under vand i en stor del af året. Træer som dunbirk, stilke, ask og pil tolererer en mellemhøj vandstand og er almindelige arter i skovsump og langs bredzoner. Det er arter med mange tilknyttede insekter (Kennedy & Southwood, 1984). Træernes tilpasning til vådbund øger konkurrencen over for skyggende træer som bøg og ahorn, der vokser bedre på tør jordbund (Riis-Nielsen m.fl. 2017; Buttenschøn m.fl. 2018). Gamle skovsumpe, som ikke har været udsat for stævning eller anden form for hugst i en lang årrække, har ofte høj strukturel diversitet med spættehuller og dødt ved i form af rodvæltre og stående træer. Helt eller delvist vandmættet dødt ved er et vigtigt habitat for svampe og er række sjældne insekter. Aude & Heilmann-Clausen (2015) undersøgte en række ellesumpe med elletræer, der sidst var stævnet for 2 - >100 år siden. De fandt stigende plantediversitet med tiden siden sidste stævning og konkluderer, at ellesumpe med fordel kan udlægges som urørte.

Skovsumpe rummer ofte en unik og rig biodiversitet. En rig urteflora kan være med til at understøtte bestøvende insekter som bier og sommerfugle, der generelt er under pres i det danske landskab. Insekter og andre invertebrater er særligt artsrige i skovsump og forekommer i hele vådområdets gradient; fra fuldstændigt vandmættet til tørt. Her har habitater som eksponerede mudderflader, sten/sand, og især mos- og planterige vådområder stor betydning for artsrigdommen og artssammensætningen af invertebrater, som bl.a. inkluderer biller, tovinger, edderkopper, netvinger og tæger (Kirby 1992). Arter, som forekommer i skovsumpe, er tilpasset udtørring, og vil hurtigt blive udkonkurreret af akvatiske arter, hvis vandstanden bliver permanent. Derfor er der stor forskel på artssamfundene i hhv. skovsump med varierende vandstand og områder med permanent vanddække som permanente vandhuller og åbne moser.

3.5.2. Træløse vådområder

I lavninger hvor vandspejlet står højt hele året, hæmmes trævæksten, og vådområdet kan betegnes som en lysåben mose, et permanent eller temporært vandhul, eller en sø afhængig af størrelse og bevoksning. Permanente vådområder er vigtige habitater for akvatiske planter, fisk, padder og akvatiske insekter, bl.a. guldsmede. Små permanente vandhuller i skove er ofte skyggede af trækronerne, hvorimod større

vandhuller eller åbne moser er mere soleksponerede. Soleksponeringen samt dybden har stor betydning for vådområdets temperatur, og hvilke organismer, der forekommer. De fleste organismer foretrækker varmere vand, men der findes også sjældne arter, som er tilpasset koldt vand (Kirby 1992).

I forbindelse med dræningen af skovene og sænkningen af grundvandsspejlet, er flere af de forhenværende træløse moser og vandhuller groet til, og flere af områderne har mistet deres karakteristiske vegetation og fauna. Mange af disse områder er blevet tilplantet med nåleskov (Rune 2003).

3.5.3. Vandløb

Betegnelsen vandløb dækker alt fra store åer til små afvandingskanaler. Vandløb er bl.a. vigtige habitater for planter, fisk og makroinvertebrater, der er tilpasset iltrige forhold ved forskellige strømningshastigheder og dybdeforhold. Lysforholdene har stor betydning for vandløbs primærproducenter og fauna. Små vandløb i skove vil ofte være skygget af trækrone (Friberg 1998). Mange vandløb i skove er små og tæt på kilden, hvorfor de ofte domineres af organismer, som lever af at nedbryde det organiske stof, der tilføres fra omgivelserne.

Hovedparten af skovens naturlige vandløb er blevet udrettet og uddybet for effektivt at aflede overskydende vand. Det har ødelagt det oprindelige vandløbsmiljø, bl.a. ved en homogenisering af bundsubstratet samt en reduktion af flademålet, vandstanden og strømningshastigheden, hvilket har store konsekvenser for sammenspillet mellem vandløb og bredzone, samt biodiversiteten i og omkring vandløbene (Friberg 1998).

3.5.4. Kortlægning af vand

Forskellige typer af remote sensing (RS) teknikker kan bruges til at kortlægge vand og vådområder over større skovområder, hvor kortlægning i felten ikke er muligt. Teknikkerne kan registrere tilstedeværelsen af forskellige typer vådområder eller registrering af topografi, som kan relateres til vådområder eller potentiale for våde områder (depressioner i landskabet). Multispektrale satellit data (f.eks. Sentinel 2,) og ALS (airborne laser scanning) er tilgængelige i Danmark og kan bruges til at kortlægge vådområder. Der blev gennemført nationale ALS målinger i 2006/2007 og igen i 2014 og fremover vil landet blive opmålt løbende over 5-årige perioder. Den spatiale og temporale opløsning afhænger af, hvilken type remote sensing der benyttes, men generelt bliver præcisionen bedre og bedre og ved den seneste ALS måling var præcisionen 4,6 punkter/m².

Fordelen ved multispektrale data er, at de direkte registrerer vådområder. De har været brugt til at kortlægge vådområder ned til 10 m i åbent terræn (Du m.fl. 2016). Desuden kan man med højere tidsmæssig opløsning registrere ændringer i skoves vådområder over året eller mellem årene (Lefebvre m.fl. 2019), og det er derfor et vigtigt redskab i monitoring af landskabselementer. Ulempen er, at denne metode er svær at bruge i skove med tæt kronedække, og det er svært at kortlægge mindre elementer som

tidvise våde områder, drænsystemer, små vandløb mm, hvorimod større vådområder er nemmere at registrere.

ALS tillader målinger af jordoverfladen og strukturelle elementer i skoven med meget høj præcision. Klassifikation af vegetationshøjde og træbiomasse er tilgængelige informationer (Nord-Larsen m.fl. 2017), mens klassifikation af vådområder ikke er veludviklet, medmindre de er relativt store. Indtil videre er ALS punkterne brugt til at lave den digitale højdemodel (DEM), som er præcis og højt detaljeret topografisk information. Den høje opløselighed betyder, at selv små detaljer kan identificeres, som f.eks. skoves drænsystemer (Roelens m.fl. 2018), eller mindre lavninger i landskabet (Johannsen m.fl. 2017). Baseret på højdemodellen kan man beregne et Topographic Wetness Indeks (TWI). TWI bestemmer forholdet mellem et områdes hældning og areal og er proportionelt til det aktuelle eller potentielle vandindhold i et givet punkt. TWI er vist at korrelere med diversiteten af forskellige taxa i skov på lokal og national skala (Johannsen m.fl. 2017; Thers m.fl. 2017).

Ulempen ved et topografisk afledt indeks er, at det ikke nødvendigvis repræsenterer vandindholdet i et økosystem, men det er snarere potentialet for vand eller vandbevægelse i landskabet. Det kan dog være et nyttigt redskab, som kan give en indikation på, hvor vandindholdet i jorden vil øges, hvis et område overgår til naturlig hydrologi og dræn blokeres, fyldes op eller selv langsomt stopper til.

De to metoder kan bruges til identifikation af vådområder eller til kortlægning af potentialet for vand i en skov, hvis et område overgår helt eller delvist til naturlig hydrologi. Sammen kan de betyde en mere præcis kortlægning af vådområder (Fragoso-Campón 2019). Selv om metoderne udvikler sig hastigt, og der er vist korrelation med biodiversiteten af flere taxa, er der stadig begrænsninger. Specifikke vådområder af stor betydning for biodiversiteten som mindre kildevæld og tidvist våde områder kan overses. Metoden kan dog give en første grov oversigt over potentialet i et område.

3.5.5. Virkemidler til påvirkning af hydrologi

En genskabelse af skovens naturlige hydrologi og vandstand kan planlægges og iværksættes som følge af en analyse af de hydrologiske forhold. En genetablering af et vådområde i en del af skoven kan hæve vandstanden i andre dele, og få utilsigtede konsekvenser. F.eks. steg vandspejlet som følge af en genetablering af Rødedam i Gribskov i 2006, hvilket resulterede i en oversvømmelse af egebeplantningen i den nærliggende Ondemose (Naturstyrelsen 2017). Skovens topografi har betydning for, om der ledes vand fra højere liggende naboarealer i og udenfor skoven. Ændringer af dræn, grøfter og vandløb kræver i nogle tilfælde en reguleringssag efter vandløbsloven.

Skovens naturlige hydrologi og vandstand kan genskabes ved aktiv eller passiv grøftelukning. Den aktive form indebærer, at man tilstopper grøfterne og derved fjerner deres vandførende evne. I løbet af kort tid vil skoven blive vådere, og nye eller gamle vådområder samt et mere dynamisk skovmiljø vil (gen)opstå. Den passive form indebærer et ophør af vedligeholdelsen af grøfterne, som langsomt tilstoppes med

løvfald og kviste. Denne proces kan være langsom og afhænger bl.a. af drænets udformning samt jordbundsforholdene, og processen kan fremskyndes med simple midler. På fede jorde i et fladt terræn og med et højt grundvandsspejl kan der opnås en effekt allerede efter få år (Østergaard & Jensen 2017).

Genetablering af gamle træløse moser, der en del steder er blevet tilplantet med nål, kan ske ved reafdrift af træerne, hvilket vil fjerne fordampningstabet fra trækronerne og sammen med stop af drængrøfter vil det hæve vandstanden. Stop for dræn af moserne kan med fordel ske gradvist, så plantevæksten ikke oversvømmes med mindre målet er en sø.

Vandløb, som er blevet udrettet, kan restaureres for at forbedre vilkårene for biodiversiteten i og omkring vandløbet f.eks. med en genslyngning og etablering af en bræmme omkring vandløbet, som friholdes fra aktiv forvaltning. Bræmmer udlægges typisk for at mindske udvaskningen til vandmiljøet som følge af hugster, ændringer i bevoksningen i vandområdet, og maskinkørsel. En bræmme giver mulighed for en naturlig vegetation omkring vandløbet og giver en naturlig tilførsel af grene og blade, som skaber dynamik og levesteder. Derudover kan rørlagte strækninger frilægges, og menneskeskabte opstemninger fjernes, for at skabe habitater og bedre muligheder for gydende fisk. I et review af nordisk og baltisk litteratur (Gustafsson m.fl. 2016) er der angivet, at artsantallet af fugle i bræmmer ud til vådområder er tre gange større end inde i skoven (Hågvar m.fl. 2004). Bræmmer op til 30 m har stigende artsantal af fugle med bræmmens bredde. Generelt vil den anbefalede bredde af bræmmerne afhænge af organismegrupper.

3.6. Ild

Anbefaling

Ild har været med til at forme landskabet i Danmark, både før og efter at landbruget kom hertil. Ild er et velegnet instrument til at skabe variation i underskov og spiringsmiljø for hjemmehørende arter af træer og buske og til at hæmme uønsket opvækst. I dag fremtræder mange af vores skove meget ensartede og mørke, hvor skovenge og andre lysninger er under tilgroning. Denne udvikling kan delvis tilskrives en effekt af brandfravær, forstærket af det høje, atmosfæriske kvælstofnedfald. Det anbefales derfor fremover i højere grad at inddrage ild som instrument i naturforvaltningen i skov.

Ild har været med til at forme landskabet i Danmark, både før og efter at landbruget kom hertil (Hannon m.fl. 2000). Ild spiller mange steder en central rolle i naturlige skovsystemer bl.a. i Nordamerika og Nordskandinavien (såvel som mange andre steder som f.eks. Australien og Afrika), og har formentlig også spillet en væsentlig rolle i Danmark. Den fortsatte forekomst af skovfyr og stilkeg i mange skove langt op i tiden er således sat i forbindelse med skovbrand (Hannon m.fl. 2000; Niklasson m.fl. 2002). Talrige aflejringer af trækul og trækulstøv findes mange steder i landet og er bl.a. registreret i Gribskov (Overballe-

Petersen m.fl. 2014), Suserup Skov (Heilmann-Clausen m.fl. 2007) og i mange af de jyske egekrat (Møller m.fl. 2002). De vidner om jævnlige brande i fortiden (Patterson m.fl. 1987). Nogle af disse brande er opstået naturligt, som følge af lynnedslag, mens andre skyldes, at ilden har været et vigtigt redskab i den menneskelige udnyttelse og påvirkning af naturen lige siden de første mennesker kom hertil (Bradshaw og Hannon 2004). Ild var central i bondekulturernes svedjebrug, skovrydninger og opdyrkning, samt i skabelsen og opretholdelsen af lyngheder og græsland. Uanset om en brand opstod naturligt eller som følge af tilsigtet eller utilsigtet menneskelig aktivitet, har brand været en betydningsfuld dynamisk og økologisk faktor i landskabet med en stor indvirkning på skoves artsindhold, struktur og sammensætning (Eales m.fl. 2018; Zackrisson og Östlund 1991).

3.6.1. Ild som værktøj i naturforvaltning

Mange af de skove, der i dag ønskes beskyttet for at bevare og forbedre deres naturindhold, er udviklet og vedligeholdt under tidligere tiders brande, græsning og/eller andre former for forstyrrelse (Bengtsson et m.fl. 2000). Disse skove har ofte behov for fortsatte forstyrrelser for at bevare deres indhold af biodiversitet (Lindenmayer m.fl. 2006). I Nordamerika og det nordlige Skandinavien er genoptagelse af kontrolleret brug af ild en indarbejdet del af forvaltningen til sikring af biodiversiteten (Halme m.fl. 2013, Holland m.fl. 2017) og indgår som et krav i FSC-certificering af skov i Sverige (Aspegreen 2001).

En række arter fra især hede- og nåleskovsøkosystemer er tilpasset og i flere tilfælde direkte afhængige af brandpåvirkning (Olsson og Jonsson 2009). Det er dog relativt få arter, der er direkte brandafhængige og som behøver nye afbrændinger indenfor deres mulige spredningsområde. I Sverige er der registreret ca. 100 direkte brandafhængige arter (Johannesson og Dalberg 2001; Forslund m.fl. 2011). Men der er mange arter af f.eks. svampe, insekter, laver, mosser og karplanter, som er afhængige af eller fremmes af de successionsstadier og forstyrrelser, der skabes af brand (Aspegreen 2001; Forslund m.fl. 2011; Grove 2002; Wikars og Ås 1999). Skovbrænding anvendes desuden som forebyggelse af vildbrande. Styret afbrænding tilpasset den enkelte skov og dens biodiversitetsmæssige potentiale kan:

- skabe en variation af dødt og døende ved og dermed levesteder for en lang række arter, nogen specialiseret til netop det habitat.
- skabe en lysåben skov med en varieret struktur og artsrig vegetation.
- er et brugbart instrument til omkostningseffektiv bekæmpelse af opvækst af brandfølsomme arter bl.a. bøg, ær og sitkagran.
- Plet- eller mosaikafbrænding kan skabe variation i foryngelsesmiljøet på rydninger og i åbne skove med bl.a. eg og skovfyr.
- anvendes som alternativ til motormanuel ringning af træer til at initiere dannelsen af dødt ved af en række træarter samt til dannelse af hultræer og andre former for mikrohabitater.

Virkningen af brand afhænger i høj grad af afbrændingstemperatur og – varighed, der især igen afhænger af mængden og arten af brændbart materiale, temperaturen, jordbundens fugtighed og vindstyrken (Schimmel & Granström 1996). Branden kan forløbe som en bundbrand, hvor visent græs og løv, kviste og dødt ved på skovbunden brænder. En bundbrand forløber typisk hurtigt, uden at temperaturen når at blive særlig høj. I tørre somre kan brande især i nåleskov udvikle sig til en kronebrand, hvor såvel frisk ved som tørvelaget brænder, således som der var tilløb til flere steder under vildbrande i den tørre sommer i 2018. Ved en kronebrand kan temperaturen nå over 1000°C med en væsentligt større påvirkning af skovøkosystemet til følge end ved en bundbrand (Møller 2006).



Figur 3 Kulbæger og brandkvikløber er eksempler på arter, der fremmes af brand og som er sjældne i Danmark på grund af mangel på levesteder. Foto E. Barge og U. Schmidt, Tyskland.

Ved forvaltning af heder og andre lysåbne naturtyper foretages afbrænding enten sent efterår eller tidligt forår i overensstemmelse med afbrændingsbekendtgørelsen fra 2012, hvorefter afbrænding kan ske i perioden fra 31. august til 1. april. I Nordskandinavien og Nordamerika foretages de fleste styrede skovbrande i løbet af sommeren (Eales m.fl. 2018). Det kan være begrundet i, at det er svært at få startet ild i vinterhalvåret, men også fordi målet er at få brændt hele eller dele af førnelaget væk for at fremme spirebetingelser for nye arter.

3.6.2. Effekt af ild på jordbund

Ved afbrænding fjernes der en del næringsstoffer. Der fjernes især kvælstof, mens fosfor og kationer, der ikke optræder i gasform, forbliver i jorden. Den mængde af kvælstof, der forsvinder fra systemet ved afbrænding, afhænger af temperaturen på branden. Når temperaturen stiger, afbrændes mere organisk materiale (Schmidt og Gundersen 2017). Det dokumenteres bl.a. i undersøgelse af effekten af en brand i Hansted Reservatet, hvor 192 ha klithede brændte i 1992. Her blev 68 % af kvælstoffet fjernet, mens der kun forsvandt 20 % af fosforpuljen (Vestergaard og Alstrup 1996).

Under skovbrand forbrænder det organiske materiale i jorden. Efterhånden som asken opløses og transporteres nedad, påvirker den dybere jordlag. Omfordeling og udvaskning af næringsstoffer afhænger af mange faktorer bl.a. vegetation, vejret før og efter branden og jordbundens kemiske sammensætning. Brand medfører generelt en øget mineralisering, tab af kvælstof og et mindre humuslag (Nilsson 2005). Asken er stærkt basisk og kan derfor være med til midlertidigt at øge pH og dermed tilgængeligheden af næringsstoffer til gavn for bl.a. fremspiring af løvtræer og for øget biodiversitet (Cruz-Paredes m.fl. 2019). Mens der foreligger en del undersøgelser af effekten af hedebrand på jordbunden (Härdtle m.fl. 2006, Härdtle m.fl. 2009), er der kun lidt dokumentation af effekten af skovbrand på jordsbundsudvikling. En række analyser har set på effekten af at tilføre træaske til skov (Cruz-Paredes m.fl. 2019, Hansen m.fl. 2018) som dog primært har fokus på næringsstofferne.

3.6.3. Effekt af ild på vegetation

Styret afbrænding har en signifikant positiv effekt på rigdom af karplanter generelt og på rigdom af græs, halvgræsser og bredbladede urter i løvskove. Det fremgår af et systematisk review af effekten af styret brand i tempererede og boreale skove på biodiversiteten (Eales m.fl. 2018). Reviewet er baseret på 244 undersøgelser, hvoraf langt de fleste (172) er foretaget i Nordamerika, mens de øvrige er fra Canada, Australien og Europa.

Ild har en meget stor indvirkning på skovens struktur og træartssammensætning, bl.a. for forekomsten af brandfølsomme arter i forhold til mere brandtilpassede arter. Træer har to former for tilpasning til brand, enten ved at være udstyret med en tyk bark, der betyder, at de kan overleve på stedet eller ved hurtigt at kunne kolonisere de spirebede, som branden skaber. Arter som eg, lærk, vortebirk, skovfyr og småbladet lind har en ret tyk bark, der fysisk beskytter træerne mod ilden. Det samme gælder bævreasp, der ud over en ret tyk bark også har dybtliggende rødder, der hurtigt kan skabe rodsrud og generobre en brandtomt (Møller 2004). Bævreasp har sammen med selje-pil desuden små, lette frø, der nemt spredes, og som kan spire frem, hvis der brændes ned til mineraljorden. Andre arter af træer som rødgran, ahorn og bøg har en tyndere og mere udsat bark, der dårligt tåler brand. Bøgens ekspansion kobles til reduceret afbrænding (Lindbladh m.fl. 2008). I Suserup Skov blev bøg f.eks. først dominerende for ca. 500 år siden, bl.a. som følge af ophør af afbrænding (Heilmann-Clausen m. fl. 2007). Ild kan derfor være et redskab til at ændre artsammensætningen fra f.eks. bøg til fordel for eg. Det undersøges i et igangværende projekt "Ild som et omkostningseffektivt naturplejeredskab i skov og landskab" (Møller 2019). Projektet indeholder ligeledes forsøg på bekæmpelse af opvækst af sitkagran (se Boks).

Bekæmpelse af opvækst af sitkagran i Tofte Skov

I Tofte Skov er sitkagran på i alt 280 ha under afdrift. De ryddede arealer skal dels overgå til lysåbne naturarealer og dels til skov af hjemmehørende arter. Der har på de fleste rydninger været en massiv opvækst af sitkagran, som det er en næsten uoverkommelig opgave at rydde manuelt. I stedet forsøges det at anvende brand, dels som fladeafbrændinger og dels som ringbarkning af skyggegivende enkelttræer, der truer med at udkonkurrere eg. Ringbarkningen sker så tæt ved jord-overfladen som muligt.

Der er foretaget fladeafbrænding på arealer med massiv opvækst af sitkagran med bundvegetation domineret af bjerg-rørhvene foråret 2018 og 2019. Ringbarkning af sitkagran under eg er foretaget 2019. Foreløbige resultater viser, at afbrændingen i 2018 var meget effektiv uden overlevende træer, og uden ny opvækst (Sannucci 2019), mens det tilsyneladende ikke lykkedes at få afbrændt de nye tilgroningsflader lige så effektivt i 2019. Afbrændingen foregik i et ret kuperet terræn med stedvis meget tætte bevoksninger af sitkagran, der gav forskel i brandintensitet.



Sitka brændt i 2018 (venstre), hvor alle træer var døde i 2019 og uden der var kommet ny opvækst. Afbrænding i 2019 (højre). Her betyder kuperet terræn sammen med stedvis meget tætte sitka bevoksninger med kun lidt græs i bunden, at det var vanskeligt at få alle træerne brændt tilstrækkeligt. Fotos Rita M. Buttenschøn

Ved skovbrand skabes der en variation af dødt og døende ved til gavn for de mange organismer knyttet til dødt. Nogle træer dør direkte af ilden, mens andre dør successivt over en lang periode, hvilket forlænger tilgangen af frisk dødt ved efter branden og betyder, at der kan være mange nedbrydningsstadier af liggende og stående dødt ved til stede (Nilsson 2005; Sandström m.fl. 2018). Brand kan desuden skabe helt nye, specielle levesteder i tilknytning til brændt bund, forkullet ved og sivende saft fra brandsåret bark på overlevende træer (Møller 2004).

3.6.4. Effekt af afbrænding på faunagrupper

De undersøgelser, der indgår i det systematiske review (Eales m.fl. 2018), vedrører overvejende vegetation, mens kun ca. 25 % af undersøgelserne omhandler andre organisme grupper. Haimi m.fl. (1999) fandt, at jordbundsdyr (springhaler og mider) var rimelig tolerante overfor afbrænding. Derudover er der meget lidt dokumentation vedrørende effekten af skovbrand på andre faunagrupper (Zaitsev m.fl. 2016). Det blev ligeledes konkluderet, at der mangler langtids effekt af afbrænding (Eales m.fl. 2018).

3.6.5. Ulemper ved anvendelse af ild

Der er selvfølgelig en problematik i forhold til brandfare (bygninger, tørv og bevoksninger), luftforurening, CO₂-belastning og utilsigtede virkninger og den hermed forbundne skepsis overfor kontrolleret brug af ild i forvaltning af skovens biodiversitet. Der er begrænset viden om effekten af ild på kort og langt sigt på mange organismegrupper (Granström 2001) og der mangler overblik over praktiske erfaringer og muligheder for at anvende brand i skovforvaltning i Danmark.

3.7. Græsning

Anbefaling

Skovgræsning kan genskabe og vedligeholde lysåbne og varierede skovtyper som levested for mange skovtilknyttede planter og dyr. Den samlede påvirkning af græsning afhænger især af græsningstryk, men også af sammensætning af dyr og græsningssæson. Der er stor forskel på, hvad den enkelte skov indeholder af tilgængelig føde for dyrene og dermed for hvor mange dyr, der kan græsse for at give et middel græsningstryk. Helårsgræsning, hvor græsningstrykket tilpasses den tilgængelige fødemængde i vinterhalvåret, kan sikre, at der sker en nedgræsning med lav, åben plantevækst i det tidlige forår til gavn for lys- og varmekrævende arter, og samtidig sikre et lavt græsningstryk i sommerhalvåret, der giver mulighed for blomstring til gavn for nektarsøgende dyr og for frøsætning.

Der er kun få danske skove med en lang, vedvarende græsningshistorie, der er fortsat til i dag. Men mange af de gamle løvskove og krat har forsat en artssammensætning og vegetationsstruktur, der er præget af tidligere tiders græsningsbrug (Møller m.fl. 2002). Græsningen har sammen med andre naturlige forstyrrelser været med til at skabe varierede skovlandskaber som levesteder for mange arter (Bengtsson m.fl. 2000; Svenning 2002). Efter den seneste istid er udviklingen fra tundra til skovland foregået under påvirkning af store græssere som elg, vildhest, bison, urokse, vildsvin og kronhjort. De store græssere forsvandt gradvis i takt med, at skoven blev tættere, og befolkningstætheden steg. Efter starten af landbrugsdrift og husdyrhold for omkring 6000 år siden skete græsningspåvirkningen i stigende grad ved tamdyr, mens de vilde græssere blev yderligere fortrængt (Aaris-Sørensen 2016). Allerede i bronzealderen

var skovene mange steder afløst af åbne, egedominerede græsningsskove og hasselkrat. Landskaberne indeholdt en mosaik af højskov, krat, græsland og svedjemarker (Jakobsen 1973). Der findes ikke tal for det samlede husdyrhold, som varierede meget fra egn til egn (Fritzboeger 1994), men Kjærgaard (1991) anslår antallet af kvæg til at være 450.000 stk. i 1770. På det tidspunkt var skovarealerne stærkt reducerede. Indtil indfredning af skovene i 1805 foregik græsningen generelt på tværs af åbent land, ager og skov. Med fredskovsforordningen fra 1805 blev skovgræsning med husdyr i Danmark stærkt reguleret og reduceret. Med naturskovstrategien fra 1994 blev en forsat græsningsdrift på statsejet græsningsskov sikret og med skovloven fra 2004 blev der åbnet op for husdyrgræsning i skov på 10 % af skovarealet. I 2012 blev det samlede areal af græsningsskov opgjort til 2.406 ha, heraf de fleste på statens arealer (Johansen m.fl. 2013), men der har de seneste år været en stigende interesse for at etablere skovgræsning.

3.7.1. Effekt på flora og fauna

Samspillet mellem græsningsdyr og økosystemer er meget komplekst. Dyrene påvirker vegetation og dyreliv direkte gennem deres selektive græsning, færdsel, spredning af frø, omfordeling af næringsstoffer, mv. og indirekte ved at ændre levevilkår, som f.eks. lysforhold, mikroklima og vegetationsstruktur. Den samlede effekt af græsning på skovøkosystemer afhænger især af græsningstryk men også af sammensætning af dyr og græsningssæson. Desuden har skovens arts-, alders- og strukturmæssige sammensætning, og dens forhistorie afgørende betydning for, hvordan skoven påvirkes af græsning.

Ved et græsningstryk, der er tilpasset skovens bærevne, kan græsning bidrage til:

- Genskabe og vedligeholde mere lysåbne og varierede skovtyper.
- Vedligeholde lysåben natur og dermed fødegrundlag for vildtet og den øvrige herbivore fauna.
- Skabe en mere varieret rumlig struktur med små lysninger og indre skovbryn.
- Hæmme skyggegivende opvækst omkring veterantræer.
- Skabe mikrohabitater og medvirke til veteranisering af træer.
- Give mulighed for dynamisk udvikling mellem skov og lysåbne områder.
- Øge dækning og variation af bundvegetation.
- Skabe øget mulighed for fremspiring af kimplanter.

For husdyrene betyder skovelementet ofte bedre velfærd i form af læ for regn og rusk, mulighed for skygge og dermed også beskyttelse mod stikkende og bidende insekter.

3.7.2. Flora

Græsning skaber mere lys til skovbunden gennem dyrenes færdsel og bid på underskov og bundvegetation og dermed mulighed for en større dækning og artsrigdom af bundvegetation. En undersøgelse af effekten af langsigtet kvæggræsning i egeskov på Mols dokumenterede en større hyppighed og artsrigdom af græs

og bredbladede urter, bl.a. alm. kohvede og majblomst (Buttenschøn og Buttenschøn 2013). Bisongræsning på Bornholm viste tilsvarende en øget artsrigdom i bundvegetationen i hhv. ung-, mellemaldrene og gammel egeskov (Andersen 2018). Ophørt drift med bl.a. græsning i Hald Ege førte omvendt til en reduktion i antallet af arter i bundvegetationen, i takt med at skoven blev mere mørk. I 1916 blev der således registreret 61 arter af karplanter mod 45 i 1995, 80 år efter driftsophør, svarende til en reduktion på 26 % (Tybirk & Strandberg 1997). Græsning er generelt positiv for mange lyskrævende arter, herunder mange arter af græs, der har høj tolerance overfor græsning, og planter, der har lav fordøjelighed, er giftige eller som helt eller delvist vrages af andre grunde af dyrene som f.eks. brandbæger samt små urter som f.eks. tormentil og viol. Høje planter som alm. mjøddurt og gederams påvirkes i højere grad negativt af græsning sammen med en del dværgbuske, buske og træer (Nielsen 2009).

Flere undersøgelser finder en større artsrigdom af mosser i græssede, lysåbne skove end i ugræssede skove (Oldén og Halmer 2016). Mange laver er ligesom mosser afhængige af forstyrrelser, der kan vedligeholde lysåbne skove, og tilgroning af lysåbne skove er en trussel mod sjældne arter af flere laver (Jönsson m.fl 2011; Paltto m.fl 2011). Tofte Skov, der har været græsset med kronvildt i mere end 100 år, er et eksempel på en skov med en rigdom af epifytiske mosser og laver. Fritz (2014) fandt således 59 arter af mosser fra især ellesump og gammel bøgeskov, samt 111 arter af laver, heriblandt mange mindre almindelige og sjældne arter.



Figur 4 Lang græsningskontinuitet i gammel skov skaber en rigdom af levesteder for mosser og laver i Tofte Skov. Foto Rita M. Buttenschøn.

3.7.3. Fauna

Der er begrænset primær forskning og evidens for, hvordan store græssende dyr påvirker anden fauna i skoven. Mange grupper af invertebrater er knyttet til lysåbne skove med gamle træer og store mængder af dødt ved og lang kontinuitet. De er afhængige af en fortsat græsning eller anden drift, der vedligeholder lysåbenhed og variation. Bernes m.fl. (2018) fandt i den systematiske gennemgang af græsningsforsøg, at der var en overvejende positiv effekt på både hyppighed og artsrigdom af biller. Store græssere kan være en konkurrent til andre planteædende dyr, f.eks. mus, og begrænse deres skjulesteder, hvis græsningen fører til en mere åben og homogen underskov. Det er således i høj grad græsningstrykket, der afgør om græsningen har en positiv eller negativ effekt på mus (Bush m.fl. 2012). Det samme gælder for effekten på hjortevildt. Husdyr kan gennem deres græsning og færdsel reducere mængden af biomasse, men kan også øge kvaliteten af tilgængelig føde for vildtet (Buttenschøn m.fl. 2009, Schieltz og Rubenstein 2016). Selvom der er væsentlige indikationer på, at græsning kan have en stor indflydelse på artssammensætningen og diversiteten af fugle i skove (Fuller 2001), er der relativt få undersøgelser fra Europa, der belyser den direkte effekt af græsning. Rødrygget tornskade er en af de arter, der indirekte kan have gavn af græsning. På baggrund af en undersøgelse af tornskadens levesteder i Gribskov konkluderer Pedersen m.fl. (2018)

bl.a. at lysninger med græssende dyr beholder ynglende par længere end lysninger uden græsning, hvilket kobles til bedre fødesøgningsmuligheder og større tæthed af insekter i lysninger med lav vegetation.

3.7.4. Selvforyngelse, struktur og artssammensætning

Græsning påvirker skovens regeneration, artssammensætning og struktur. Dyrene skaber gennem deres græsning og færdsel spirebede for kimplanter og reducerer påvirkningen fra mus, men overlevelsen af kimplanterne afhænger i høj grad af græsningstryk og lysforhold (Tabel 4). Mange arter af træer og buske som f.eks. eg, skovfyr, birk, bævreasp, skovæble og hvidtjørn er lyskrævende. Mangel på lys i kombination med græsningen betyder, at deres kimplanter ofte går til. Bernes m.fl. (2018) fandt ved en systematisk gennemgang af undersøgelser af effekt af skovgræsning i tempererede og boreale skove, at græsning havde en overvejende negativ effekt på hyppighed og artsrigdom af underskov. Det skal understreges, at de fleste undersøgelser vedrørte hjortevildt, som i højere grad er browsere end kvæg og heste, og derfor har en større påvirkning på trævegetationen. Den negative effekt på opvækst kan bl.a. hænge sammen med, at dyrene primært græsser i lysninger i skoven, hvor der er de bedste spirebetingelser for lyskrævende vedplanter, men hvor dyrenes tramp og bid hindrer overlevelse af kimplanter og unge træer (Kuijper m.fl. 2009).

Tabel 4. Indikatorer for græsningstryk i skov (Buttenschøn, m.fl. 2008)

Græsningstryk	Indikatorer
Lavt	Foryngelse af træer og buske (få kimplanter, høj overlevelse) veludviklet underskov uden tydeligt markeret græsningshorisont Bundvegetation med græsningsfølsomme arter, f.eks. blåbær og/eller græs med veludviklet humuslag
Middel	Nogen foryngelse af træer og buske (lokalt mange kimplanter, middel overlevelse) Stedvis underskov Tegn på græsning og /eller bid, enkelte pletter med bar jord.
Højt	Ingen eller kun lidt foryngelse af træer og buske (mange kimplanter, lille eller ingen overlevelse) Ingen underskov Udtalt græsningshorisont
Meget højt	Ingen foryngelse af træer og buske (mange kimplanter, ingen overlevelse) Afbarkning af grene og stammer Ingen underskov Større optrampede områder uden bundvegetation

Der er forskel på dyrenes præferencer. Arter som alm. røn, bævreasp og arter af pil ædes i stort omfang, mens arter som rød-el og vortebirk kun ædes i begrænset omfang. Der kan være stor sæsonvariation og variation imellem årene og fra lokalitet til lokalitet på hvilke arter af træer og buske, der foretrækkes. Dyrene foretrækker generelt at æde det friske løv fra de øverste skud af unge buske og træer, hvor næringsindholdet er højest (Gill 2006). Tab af de højtsiddende blade og skud giver større skader end bid på lavere siddende dele af planten og vil typisk reducere højdevækstraten. Gentagne bid kan holde træet indenfor dyrenes rækkevidde en årrække, således som det f.eks. ses i Tofte Skov, hvor Møller (2009) anslår at bøg kan være 20 til 25 år om at vokse over bidhøjde. Omvendt har flere arter af træer kompensatorisk vækst, hvilket vil sige, at en vis mængde bid kan stimulere træernes vækst og dermed tilgroningsraten. Tidspunktet for bid kan dog være afgørende for vækstraten i de enkelte skud, bl.a. hos birk, hvor bidpåvirkning om vinteren øger væksten, mens bid om sommeren kan føre til reduceret skududvikling (Danell m.fl. 1994). Fritstående træer er særligt udsat for bid, og bidpåvirkningen aftager med stigende tæthed af træer (Buttenschøn 2008). Flere arter af løvtræer har svært ved at nå over bidhøjde under græsning, det gælder f.eks. eg, der kan overleve i mange år, men som ofte ender med at dø, medmindre der sker en reduceret eller helt ophørt græsningspåvirkning i en periode.



Figur 5 Dyrene æder især løv i det tidlige forår, når løvet er frisk. De foretrækker at æde løv fra de øverste skud, hvor næringsindholdet er størst. Foto Rita M. Buttenschøn.

Barkskrælning finder især sted i vinterhalvåret. Alle græsningsdyr kan finde på at afbarke træer og buske, men arter som bison, elg og hjortevildt har større tilbøjelighed til det end kvæg og heste. Effekten af afbarkning kan forringe væksten og resultere i delvis eller total kronedød. Men ofte vil dyrene kun fjerne bark fra en del af træets omkreds, således at træerne kan overleve (Gill 2006). Afbarkningen kan føre til udvikling af hulheder og andre mikrohabitater til gavn for insekter, svampe mv., og bidrager sammen med fejning, afbrækning af grene til dannelse af dødt ved. Dyrenes færdsel og øvrige fysiske påvirkning kan være med til at nedbryde og accelerere omsætningen af dødt ved (McEnvoy m.fl. 2006), men der foreligger stort set ingen dokumentation for i hvor høj grad græsning påvirker mængde og kvalitet af det døde ved. Ud over den direkte effekt på veteranisering af træer giver græsning mulighed for større lysindfald og solbeskinnede habitater og et mere varieret mikroklima, der tilgodeser forskellige grupper af organismer. Mange insektarter bl.a. arter af pragtbiller og træbukke udviser således en klar præference for dødt ved på solbeskinnede og tørre habitater (Vodka m.fl. 2009).

3.7.5. Skovgræsning - hvor

Udviklingen mod lysåben græsningsskov tager meget lang tid og er afhængig af skovens alder og sammensætning. Den positive effekt af græsning i forhold til biodiversitet er størst i lysåbne, varierede løvskove med præg af tidligere græsning (Palo m.fl. 2013). I tætte nåleskovsplantninger og i højstammet, mørk bøgeskov uden underskov er den umiddelbare effekt minimal (Andersen 2018), og udviklingen mod en mere lysåben og varieret skov må forventes at være meget langsigtet. Den hurtigste og største effekt af skovgræsning på biodiversitet kan man derfor få ved at vælge skove, bevoksninger og andre naturtyper med aktuel græsning eller spor af tidligere græsningspåvirkning (Møller m.fl. 2002).

Græs og bredbladede urter udgør en væsentlig del af føden hos de fleste arter af græsningsdyr, mens vedplanter udgør en mindre del afhængigt af dyreart og årstid (Cromsigt m.fl. 2018; Van Dyne m.fl. 1980). Græsning foregår derfor i høj grad på græsdominerede arealer, i lysninger i skoven, langs skovbryn og på tilgrænsende åbne arealer, og det er i høj grad andelen af arealer med en veludviklet bundvegetation, der afgør, hvor stor skovens bæreevne er.

Store græsningsarealer med en mosaik af skov og lysåbne arealer giver mulighed for et varieret udbud af føde, der dels kan dække dyrenes behov på forskellige årstider og dels kan give en rumlig opdeling til brug for dyrenes forskellige former for aktiviteter. Det skaber større variation i græsningstryk og påvirkning fra dyrenes forskellige aktiviteter (Plachter & Hampdicke 2010). Store varierede arealer giver ligeledes attraktive fouragerings- og opholdsarealer for fritstående vildt som supplement til de græsningsdyr, der er holdt bag hegn (Buttenschøn m.fl. 2009). I forhold til biodiversitet er der god grund til at etablere

samgræsning af områder, der rummer både skovbevoksede og lysåbne naturarealer, og som har en størrelse, der tillader en dynamisk udvikling mellem skov og lysåben natur. Det er vigtigt, at skovandelen ikke bliver for lille i forhold til det samlede græsningsareal. Dyrene græsser på de åbne arealer og bruger i vid udstrækning skoven som sove- og hvileplads. Det kan medføre, at artsrigdom og vegetationsstruktur reduceres i skoven, samtidig med at der sker en eutrofiering (Bokdam & Gleichman 2000).

En væsentlig del af skovarterne trives bedst eller udelukkende i skovlysninger og/eller i gradvise overgange mellem skov og helt lysåbne biotoper (Buchwald & Heilmann-Clausen 2018; Eggers m.fl. 2010; Horák & Rébl 2013).

Der foreligger stort set ikke undersøgelser af, hvad den optimale størrelse på et græsningsareal er i forhold til biodiversitet, eller hvordan fordelingen bør være mellem skov og åbne arealer. Bunchel-Drüke (2008) konstaterer, at naturnær græsning kan ske i indhegninger ned til 10 ha, men at 50 ha eller større er at foretrække.

3.7.6. Græsningstryk

Græsningstrykket, der angiver forholdet mellem dyrenes foderbehov og mængden af tilgængeligt foder, har stor betydning for, om græsning har en positiv eller negativ effekt på skovøkosystemer og deres biodiversitet (Putman m.fl. 2011). Generelt angives et middel græsningstryk at give størst biodiversitet (Olf m.fl. 1999) og anbefales ved skovgræsning (Mitchell & Kirby 1990). Der er meget store forskelle på, hvad den enkelte skov indeholder af tilgængelig føde for dyrene, og dermed forskel på om et bestemt græsningstryk udtrykt i antal dyr/areal er lavt, middel eller højt. Det bør derfor vurderes hvor mange dyr, der kan græsse på det enkelte areal i forhold til den tilgængelige fødemængde og i forhold til det præcise mål med græsningen. Tabel 5. indeholder nogle eksempler på anbefalede og/eller anvendte græsningstryk.

Et lavt græsningstryk kan fremme forstyrrelsesfølsomme planter og dyr, f.eks. sommerfugle og andre insekter, der har behov for nektarplanter og rumlig struktur i vegetationen. Et vedvarende lavt græsningstryk kan dog betyde, at en del af plantevæksten ikke græsses i tilstrækkelig grad til at opretholde et græsningspræg med levesteder for lyskrævende arter og spiresteder for kimplanter, men gror til med høje, grove planter på bekostning af artsdiversitet (Tälle m.fl. 2015). Ved det lave græsningstryk vil en del af planterne forblive ugræssede og visne, væksten aftager, og planternes næringsindhold reduceres (Gundersen og Buttenschøn 2005). Ved højt græsningstryk reduceres forskellen på effekten af forskellige dyrearters græsning gradvis (Steward og Pullin 2008). Nogle arter, der foretrækkes af dyrene, kan forsvinde og afløses af planter, der i højere grad vrages af dyrene (Armstrong m.fl. 2014). Arter som blåbær og alm. gedeblad ædes gerne og kan blive erstattet af græsser, der tåler et større græsningstryk (Kirby 2001). Andre

arter som birk kan tåle et relativt højt bidtryk afhængig af, hvilken sæson bidpåvirkningen sker med en generel større følsomhed overfor bidpåvirkning i sommerhalvåret (Hester m.fl. 2004).

Tabel 5. Eksempler på græsningstryk. Omregning til kg dyr er baseret på gennemsnitstal (Bernes m.fl. 2018), der ligesom angivelser i storkreaturer (SK) og dyreenhed (DE) kan dække over en stor variation i kg vægt afhængig af køns- og alderssammensætning m.v.

Anbefalet græsningstryk	Anbefalet græsningstryk i kg dyr/ha	Bemærkninger	Kilde
0,1 SK ha ⁻¹	53 kg husdyr ha ⁻¹	Helårsgræsning med husdyr i skov	Mayle 1999
0,3 kvæg ha ⁻¹ eller 0,15 hest ha ⁻¹	160 kg kvæg ha ⁻¹ eller 50 kg hest ha ⁻¹	Variation i græsningstryk samt flerartsgræsning anbefales	Mountford & Peterken 2003
<0,25 DE ha ⁻¹	<130 kg husdyr ha ⁻¹	Mosaikafgræsning anbefales (på fugtig, næringsrig bund)	Van Uytvanck & Hoffmann 2009
0,15 DE - 0,07 DE ha ⁻¹	40 til 80 kg husdyr ha ⁻¹	Blandet løvskov på hhv. fattig og rig bund	Chapman 2007
500 kg km ⁻²	5 kg dyr ha ⁻¹	Baseret på hjortevildt og vildsvin. Variation i græsningstryk anbefales	Kuiters & Slim 2002
10 krondyr, 4 vildsvin km ⁻²	20 kg dyr ha ⁻¹	Helårsgræsning i den ca. 4000 ha store Tofte Skov, med krondyr og vildsvin i mere end 100 år.	Hald-Mortensen 2012 Buttenschøn & Gottlieb 2017

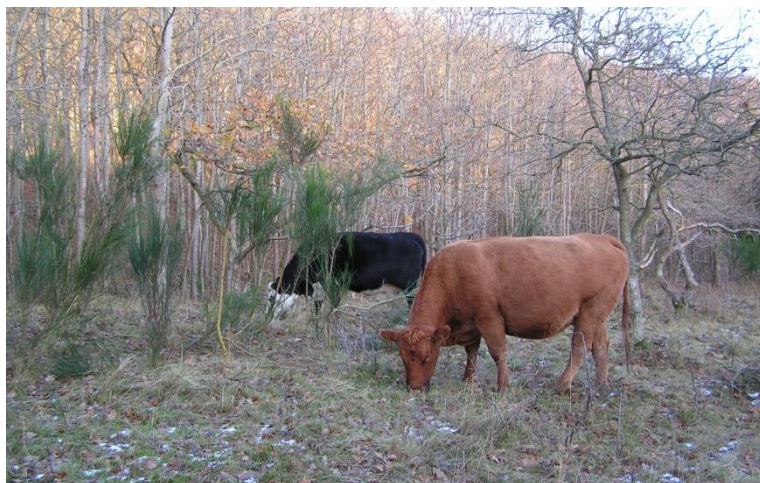
3.7.7. Græsningssæson

Helårsgræsning uden tilskudsfodring anbefales som en velegnet og naturnær driftsform af store naturområder, der kan skabe en variation af levesteder for mange arter af planter og dyr (Møller m.fl. 2018). Hertil kommer, at dyreholder kan undgå udgifter til opstaldning, samt dertilhørende ekstraudgifter til fodring (Dubgaard m.fl. 2012).

Helårsgræsning anbefales generelt, hvor der er tilstrækkeligt med plads og en varieret plantevækst, der giver mulighed for tilstrækkeligt med føde året rundt samt læ og tørre liggepladser. Græsningsdyrenes habitat- og fødepræferencer varierer med årstiden, hvilket er med til at skabe en tidsmæssig og rumlig variation i græsningstrykket. Ved græsning året rundt øges spredningen af frø fra planter, der modner sent og/eller som kun ædes om vinteren. Når væksten starter om foråret, er plantevæksten græsset i bund med lys og plads til, at nye planter kan spire frem. Desuden er der pletter med bar solbeskinnet jord til gavn for

varmekrævende smådyr. Tilstedeværelse af græsningsdyrene på arealerne sikrer, at der året rundt er friske ekskrementer til gavn for biller og andre gødningstilknyttede insekter, der er vigtige fødeemner for mange fuglearter og andre insektædende dyr (Brøndum og Brandtoft 2018). Det skal dog understreges, at der i høj grad mangler viden og dokumentation af den langsigtede effekt af helårsgræsning.

Ved helårsgræsning er det primært mængden af tilgængelig føde i vinterhalvåret, hvor kvantitet og kvalitet af plantebiomassen er lavest, der bestemmer bæreevnen (Buttenschøn og Gottlieb 2019). Vintergrønne planter udgør en væsentlig del af det samlede fødeudbud om vinteren. Vintergrønhed indgår som vækststrategi hos en del planter fra næringsfattige plantesamfund. Planter som pille-star, bølget bunke og mose-bunke samt en stor del af de øvrige naturgræsser, forbliver grønne indtil der indtræder streng frost. Så længe planterne er grønne, har de et næringsindhold, der normalt dækker robuste husdyrs behov til vedligeholdelse. Vintergrønne træer og buske som kristtorn og vedbend kan sammen med frø og frugter udgøre et værdifuldt fodersupplement.



Figur 6 Kvæggræsning i egekrat på Mols, hvor græsningen foregår om efteråret for at give planterne mulighed for blomstring og frøsætning inden dyrene sættes ud. Det gavner bl.a. nektarsøgende insekter. Græsningen har fremmet udbredelsen af kantet kohvede, der kun har få voksesteder tilbage i Danmark. Kohveden er enårig og har behov for åbninger i plantedækket for at kunne spire. Dens frø er forsynet med et olierigt vedhæng, der tiltrækker myrer, som hjælper med at sprede frøene. Foto Rita M. Buttenschøn.

Som alternativ til helårsgræsning kan rotationsgræsning benyttes, hvor dele af græsgangen på skift lades ugræsset f. eks. i sommerhalvåret. Dermed sikres, at der kontinuerligt sker en tilgang af frø til frøpuljen, og der er nektarplanter til rådighed i hele vækstsæsonen. Rotationsgræsning giver mulighed for en varieret græsningspåvirkning og udvikling af en mosaik af naturområder med forskellige plantestrukturer, der tilgodeser forskellige plante- og dyrearters krav til levesteder. Foldskifte giver mulighed for en styret græsning, der kan tage hensyn til særligt sårbare arealer og f.eks. hindre uønsket optrampning af vådbundsarealer. Foldskifte kan ligeledes være en hjælp til at nedsætte parasitbelastningen (Miljø- og Fødevareministeriet, 2018).

Foldstørrelse, fødeknapthed i vinterhalvåret og forskellige praktiske forhold kan betyde, at græsning kun kan finde sted en kortere del af året. Der er forskellige fordele og ulemper ved græsning i de forskellige sæsoner:

Sommer (juni - august). Sommergræsning vedligeholder artsrig plantevækst og hæmmer tilgroning med grove græsser. Intensiv græsning kan dog hæmme blomstring og frøsætning og reducere fødegrundlaget for insektfaunaen. Det er vigtigt, at plantevæksten ikke græsses helt i bund, men at der efterlades partier med høj vegetation med planter i blomst. Skovenge og andre vådbundsjord er mindre udsatte for optramping ved sommergræsning.

Efterår (september-okt.). Om efteråret har de fleste planter blomstret og sat frø, og græsningen hjælper til at sprede frøene. Insekterne er mindre følsomme overfor forstyrrelser end i sommerperioden.

Fordøjeligheden af planterne er dog reduceret, og de er mindre attraktive for dyrene.

Vinter. Græsning i vinterhalvåret giver ligesom efterårsgræsning mindre forstyrrelse af planter og dyr, der er i vinterdvale. Vintergræsning hæmmer en del arter som lyse-siv og mose-bunke, der især ædes om vinteren, samt rørgræsser og andre høje og dominerende græsser, der hæmmes af dyrenes færdsel. Færdsel fra heste og kvæg kan ligeledes bryde tætte bevoksninger af f.eks. brombær og ørnebregner op. Strategisk placering af f.eks. mineraltilskud kan være med til at øge dyrenes færdsel i bevoksninger, der ønskes græsset ned.

Forår (april og maj). Forårsgræsning hæmmer generelt tilgroning med træer i højere grad end græsning på andre årstider, da dyrene især bider løvtræer og –buske i det tidlige forår.

3.7.8. Tilskudsfodring

Der er en række negative effekter forbundet med tildeling af fodertilskud både i forhold til naturtilstand og i forhold til dyrene, og derfor god grund til så vidt muligt at undgå tilskudsfodring (Milner m.fl. 2014, Putman og Staines 2004). Ud over at reducere mængden af foder, som dyrene selv skal finde i naturen, har tilskudsfoderet også betydning for deres fødevalg og sociale struktur:

- Kan give et næringstilskud til området medmindre tilskudsfoderet baseres på hø, der høstes på arealet og anvendes til supplerende af, hvad dyrene kan finde på arealerne om vinteren.
- Det får dyrene til at samles omkring fodringsstederne og kan medføre en øget aggressivitet mellem, hvor de stærke dyr monopoliserer føden på bekostning af de mere svage dyr, som måske har mest brug for den.
- Samling omkring fodersteder kan øge parasittrykket.
- Samling omkring foderstedet medfører ofte optrådt bund og skader på vegetation og flora mv omkring fodringsstedet.

- Tilskudsfoder med højt indhold af kulhydrater med lavt strukturindhold kan medføre en dødelig forsurening af maven hos drøvtyggere.
- Hø og andre former for tilskudsfodring kan betyde, at dyrene vrager de grove vækster og dermed bliver mindre effektive til at "rydde op" og vedligeholde gode græsgange.
- Mange jorder har et lavt indhold af mineraler specielt på sur, næringsfattig bund. Der vil derfor ofte være behov for at give dyrene adgang til mineraltilskud tilpasset de aktuelle jordbundsforhold (Buttenschøn 2007).

3.7.9. Valg af græsningsdyr

Det er vigtigt at anvende robuste, selvhjulpne dyr til skovgræsning, der er vænnet til typen af græsningsareal (Miljø- og Fødevareministeriet, 2016). Tilvænnningen har betydning for dyrenes udnyttelse af de tilstedeværende foderressourcer og deres trivsel på arealerne. Hos ammekvæg lærer kalvene af deres mødre, hvilke plantearter de kan æde, hvordan de skal indtages, samt hvilke arter de skal undgå. Desuden er kalve, der er vokset op på græsningsarealerne, mere robuste over for indvoldsparasitter. De har dels modtaget antistoffer i råmælken, og de er dels gradvis blevet immune over for sygdomme fremkaldt af parasitterne gennem en kontinuerlig kontakt med smitstoffet.

Kvæg er det meste anvendte husdyr i skovlandskaber med hårdføre racer som galloway, skotsk højlandskvæg og dexter som de mest almindelige. Hårdføre hesteracer som exmoor ponyer, konikheste og islandske heste anvendes i stigende grad ofte i samgræsning med kvæg, mens geder og får kun anvendes få steder. I nutidens specialiserede landbrug har der ofte kun været interesse for græsning af naturarealer med en art af græsningsdyr. Der er derfor begrænsede erfaringer med og dokumentation af den naturplejemæssige effekt af samgræsning med forskellige græsningsdyr under hegn. Historisk har der været en meget lang periode, hvor skovlandskaber har været under græsning af forskellige store vilde græssere, der gradvis blev afløst af en blanding af husdyr. Samgræsning med dyr med forskellige græsningsmønstre angives at kunne fremme en dynamisk udvikling og resulterer i større biodiversitet (Kirby 2001; Mountford og Peterken 2003). Samgræsning kan f.eks. sikre en bedre frøspredning af flere forskellige arter af frø. Dyrenes forskellige fødepræferencer og forskellig grad af findeling af føden betyder, at der er forskel på hvilke arter, der spredes med de forskellige dyrearter. Dyrene supplerer således hinanden som vektorer for frøspredning (Cosyns m.fl. 2005). En del af de gødningstilknyttede dyr og svampe er artsspecifikke, samgræsning er derfor med til at skabe flere levesteder for disse organismer (Møholt 2016). Samgræsning med drøvtyggere og heste kan desuden reducere parasittrykket, da indvoldsparasitterne ikke deles af enmavede dyr og drøvtyggere.

3.7.10. Indretning af hegn

En af ulemperne ved skovgræsning er, at det kan være besværligt at foretage nødvendigt tilsyn med og håndtering af dyrene. Ved indretning af folden er det vigtigt at tænke på, at der skal være nem adgang til at kunne tilse dyrene og til kontrol af drikkevandsforsyningen. Der skal være frisk drikkevand året rundt og adgang til at drikke for tilstrækkeligt mange dyr ad gangen, således at flokken ikke vandrer væk igen, inden de svage dyr når at drikke. Undersøgelser viser, at placeringen af vandforsyningen og mineraltilskud har betydning for kvægs anvendelse af arealet, og de kan med fordel placeres, hvor der ønskes et højt græsningstryk.

3.8. Forstyrrelse af jordbund

Anbefaling

Jordbundens organismer er meget sensitive overfor udbredte forstyrrelser af jordbunden, da de ofte har begrænset spredningsevne. Jordbearbejdning i forbindelse med kulturanlæg og selvforyngelse for at skabe plads til fremspiring og vækst af træer bør holdes på et minimum. Hvis der er dannet et tæt bunddække eller et tykt humuslag, kan afbrænding overvejes til at skabe huller i vegetationsdækket efterfulgt af selvforyngelse eller kulturanlæg. Kørsel i skoven bør reduceres til et minimum og med maskiner med lavt tryk, da kompaktion har en negativ indflydelse på jordbundens organismer og arealets naturlige hydrologi. Hvis særlig værdifuld skov for biodiversiteten har kant ud til åbne arealer i områder med høj atmosfærisk kvælstofdeposition kan man overveje tilplantning af et bredt læhegn eller decideret skovrejsning som bufferzone.

I forbindelse med høst og foryngelse, er det almindeligt at bearbejde jorden for at reducere konkurrencen fra den øvrige vegetation og dermed fremme de nye træers overlevelse. Jordbearbejdning kan være drastiske tiltag som dybdepløjning og pløjning især i forbindelse med skovrejsning eller mere overfladiske metoder som harvning eller brydning af humuslaget og blotlægning af mineraljorden i rækker eller som huller, hvor der skal plantes. Der er få undersøgelser af, hvad jordbearbejdning betyder for jordbundens fauna eller på elementer af betydning for biodiversiteten (Löf m.fl. 2012). Der er rapporteret øget diversitet af bundvegetation, da brud i bunddække og blotning af mineraljord giver plads til nye arter. Jordbundens mikroorganismer og fauna påvirkes derimod oftest negativt. Mekanisk jordbearbejdning kan påvirke padder (Hartley 2002) og nematoder (Thornton og Matlack (2002) negativt, og for nematodernes vedkommende tog det ca 50 år før diversiteten var genskabt efter intensiv forstyrrelse af jorden. Jordbearbejdning påvirker både hyppighed og diversitet af jordmider (Minor m.fl. 2014), og mange pansermider er yderst følsomme for f.eks. fysisk jordbearbejdning (Petersen og Gjelstrup, 1987). Når det gælder billerne, viser undersøgelser, at det kommer an på grupperne. En del grupper kan klare forstyrrelser og overlever i striber af urørt jord og rekoloniserer de forstyrrede områder derefter (Tamutis m.fl. 2019), men mindre mobile arter påvirkes negativt af jordbearbejdning (Pihlaja m.fl. 2006). Ud over de direkte effekter på jordbundens organismer, er der også indirekte effekter. Finske studier viser, at forstyrrelse i forbindelse med høst og foryngelse påvirker nedbrydningen af dødt ved og kan reducere puljen af dødt ved betragteligt (Finer m.fl. 2016)

Det er ikke kun jordbearbejdelse, der påvirker jordbunden og dens organismer. Kørsel med tunge maskiner betyder kompaktion af jorden og påvirkning af hydrologien i skoven (Callesen m.fl., 2017; Godefroid og Koedam, 2004). Ligeledes kan det påvirke jordbundsfaunaen negativt.

Gødskning af skove vil påvirke de naturlige næringsforhold i skoven med konsekvenser for jordbundens organismer, der er tilpasset disse forhold, og den generelle anbefaling er, at skovene ikke skal gødskes i overensstemmelse med anbefalingen i Møller m.fl. (2018). Selv om der ikke gødes i skovene, modtager de en del kvælstof (N) fra atmosfæren. Skov fanger mere af luftens N end åbent landskab, og det meste afsættes i kanten af skoven (Gundersen m.fl. 2002). Depositionen er forhøjet op til 75-100 meter ind i skoven, særligt i gran, der filtrerer luften for kvælstof hele året (Gundersen m.fl. 2006). Tæt ved store husdyrbrug kan afsætningen af N i en skovkant være specielt høj f.eks. 20-40 kg N ha⁻¹ år⁻¹ og vil påvirke vegetation og jordbundsorganismer negativt (Kjøller m.fl. 2012). Den store kvælstofbelastning i skovkanterne har specielt stor betydning i Danmark, hvor skovene ofte er små fragmenter i det åbne landskab og derfor består af en relativt stor andel skovkant. Det vurderes, at op mod 20 % af skovene består af skovkanter. Hvis særlig værdifuld skov ligger ud til åbne arealer i områder med høj kvælstofbelastning fra f.eks. store husdyrbrug, kan det anbefales at beskytte skoven med bredt læhegn evt. iblandet nål eller gennem skovrejsning (Gundersen & Johannsen 2016).

3.9. Landskabets betydning for skovens biodiversitet

Anbefaling

Da mange af Danmarks skove er små, har det omgivne landskab en stor betydning for skovens biodiversitet. Der er specielt tre landskabselementer, der er vigtige at tage i betragtning for at vurdere en skovs potentiale for biodiversiteten: 1) skovens areal, 2) hvor isoleret er skoven, og 3) hvilket landskab skoven indgår i. Større skovområder og nærhed til anden skov- og naturområder er vigtige elementer for diversiteten i en skov, specielt hvis den omgivne natur har høj naturkvalitet. Disse landskabselementer er tilgængelige fra nationale kortlag. Habitat kvalitet kan kortlægges baseret på en kombination af HNV skovkort og potentialekort samt §25 kortlægning. Der findes software (f.eks. Zonation), som kan bruges til rumlig prioritering af områder (Mikkonen & Moilanen, 2013)

Mange af de danske skove er små og stærkt fragmenterede. Fragmenteringen påvirker biodiversiteten negativt bl.a. på grund af den manglende sammenhæng mellem skovene. De små skovområder har svært ved at understøtte skovens dyr og planter, og arter kan lokalt forsvinde (Verheyen m.fl. 2006). Et eksperimentelt studie viser, at korridorer mellem små skovområder øger indvandringen af plantearter (Damschen m.fl., 2019). Det samme gælder også, hvis nyere skove ligger tæt på ældre skov (Brunet m.fl. 2007). Det er ikke kun størrelsen på det omgivne skovareal, der har betydning, men også den biologiske diversitet af skoven, der er vigtig.

Små områder betyder også stor randeffekt, f.eks. er den atmosfæriske kvælstofeffekt stærkt forhøjet i skovens randzone (Kjøller m.fl. 2012; Gundersen m.fl. 2002), hvor afsætning af kvælstof er høj. Biodiversiteten i en skov afhænger derfor ikke kun af selve bevoksningen og de interne elementer og processer, men også af omgivelserne. Derfor er det vigtigt at tage skovens omgivelser med i en vurdering af en skovs potentiale for at beskytte biodiversiteten (Lindenmayer m.fl., 2008).

3.9.1. Landskabsmatrix og organismers brug af den

Landskabselementer og processer påvirker arter på forskellig vis (Manning og Lindenmayer 2004) afhængig af arternes livscyklus, størrelse, mobilitet og spredning. En række skovbundsplanter er dyrespredte (myrespredte) og har begrænset spredningsevne, og det kan tage århundrede for skovbundsspecialisterne at kolonisere et område, så de er meget følsomme overfor fragmentering (De Frenne m.fl., 2011; Verheyen m.fl. 2003). Tilsvarende viser et globalt studie, at 85 % af skovtilpassede vertebrater er følsomme overfor skovkanter og dermed fragmentering (Pfeifer m.fl., 2017). Det er derfor vigtigt at sikre sammenhængende skovarealer og beskytte ældre skov, hvorfra arter kan spredes til skovområder med færre arter (Tscharnkte m.fl. 2012) - især taget i betragtning, at 50 % af de danske skove er plantet efter 1950.

3.9.2. Hvilke landskabsparametre er vigtige for biodiversitet

Et vigtigt landskabselement er mængden af skov, der omgiver en bevoksning (skovlandskabet). Der er ikke videnskabeligt fastsat et minimum for, hvor meget skov i et skovlandskab der skal til for at understøtte og øge biodiversiteten i et område, da det vil afhænge af skovtype og skovmiljøet og de arter, der skal sikres i området. Der er nævnt 30 til 40 % skovdækning som minimum (Rompré m.fl. 2010). Et dansk studie viser, at en skovs nærhed til naturarealer og vand er vigtige faktorer for tilstedeværelsen og hyppigheden af rødlistede arter (Johannsen m.fl. 2015).

Kvaliteten af det omgivne landskab er en vigtig faktor for bl.a. fugle, så jo højere kvalitet, jo større diversitet af fuglene (Häkkinen m.fl. 2018). Kvaliteten af et skovlandskab kan undersøges på baggrund af parameter af betydning for skovens biodiversitet som træarter, artssammensætning, vertikal heterogenitet, dødt ved etc., og der findes flere danske indeks som Møller (2005) og §25 kortlægningen (Møller, 2017) til brug for en evt. kortlægning.

4. Prioriterings grundlag

Siden Naturskovsstrategien blev udgivet i 1994 (Skov- og Naturstyrelsen 1994), er der igennem forskellige tiltag foretaget identifikation og kortlægning af nøglebiotoper i mange danske skove. Dette er sket efter bl.a. vejledning om registreringer af Hüberts & Pedersen (2000) og Skov- og Naturstyrelsen (2001) samt efterfølgende som et helt centralt element i certificering af skove, herunder efter FSC (<https://dk.fsc.org/dk-dk>) og PEFC (<http://www.pefc.dk/>) ordningerne.

Konceptet med 'High Nature Value (HNV)' blev lanceret i 1993 med primært fokus på lysåbne landbrugssystemer. HNV indikatoren udsprang således af en erkendelse af, at visse ekstensive land- og skovbrugssystemer har betydning for biodiversitet. Som sådan blev HNV valgt som et instrument i Landdistrikts programmet Rural Development Regulation, RDR (Council Regulations EC1257/1999 and EC 1698/2005) til sikring/fremme af biodiversiteten associeret med disse ekstensive produktionssystemer. I 2014 lancerede EEA (Bastrup-Birk m.fl. 2014) en teknisk rapport om HNV skov kortlægning og der arbejdes på standardiserede metoder på europæisk niveau. I Danmark blev der i 2012 lavet et HNV kort for lysåbne naturtyper (Ejrnæs m.fl. 2012), og i 2014 blev Biodiversitetskortet lanceret, som omfatter hele Danmarks landareal (Ejrnæs m.fl. 2014 og 2018) og har såvel en HNV-kortlægning som et oplæg til prioritering inden for landarealet. I 2015 blev der lavet et HNV-skovkort for Danmark med fokus på skovarealet (Johannsen m.fl. 2015b). I 2017 blev der udarbejdet en kortlægning af skove med potentiale for biodiversitet (Johannsen m.fl. 2017). I disse forskellige projekter blev en række proxy for biodiversitet f.eks. store træer, strukturel heterogenitet, kombineret med tidligere kortlægninger, viden om forvaltning, informationer om rødlistede arter eller kendte forekomster af naturmæssigt værdifuld skov (§ 25 kortlægning). Målet var at identificere hot spots for biodiversitet som grundlag for prioriteringer.

Også på regionale og skovejendomsniveau er der blevet lavet kortlægninger. Således blev der i 2015 foretaget feltobservationer og kortlægning af Naturstyrelsens arealer i Vestsjælland for senere prioritering og restaureringsprojekter (Skorski m.fl. 2014).

4.1. Natura2000 – Skovnaturtyper

EU's habitatdirektivet pålægger EU's medlemslande at bevare en række arter og naturtyper ved at udpege særlige områder, hvor disse arter og naturtyper er beskyttede. I Danmark er der udpeget 262 Natura 2000-områder. De udgør tilsammen ca. 8 procent af landarealet og 18 procent af havarealet. Inden for de udpegede områder gælder særlige retningslinjer for at beskytte arter og naturtyper. I skovene er der 10 skovnaturtyper der er beskyttet af Habitatdirektivet (<https://mst.dk/media/128611/habitatbeskrivelser-2016-ver-105.pdf>). Skovnaturtyperne omfatter fire bøgeskovstyper, tre egeskovstyper, en skovtype, der dannes langs de eksponerede kyster og to sumpskovstyper, der udvikles på fugtig-våd bund.

Fælles for Natura-2000 områderne er, at bestemte former for driftsændringer eller aktiviteter kræver en forudgående anmeldelse til enten kommunen eller Miljøstyrelsen. Det gælder både for de kortlagte arealer og for arealer, hvor aktiviteter kan påvirke tilstanden af de kortlagte naturtyper (<https://mst.dk/natur-vand/natur/natura-2000/>).

Den gældende kortlægning og data fra kortlægning såvel som den tilknyttede overvågning er tilgængelig som GIS-lag og som databaser. Tilgang til disse data kan findes på MijøGis under Miljøstyrelsen - <http://miljoegis.mim.dk/> . Dertil kan overvågningsdata fra overvågningsstationer under NOVANA programmet tilgås via <http://novana.au.dk/naturtyper/skove/>.

Styrker:

Direkte koblet til lovgivning og kortlagte arealer med skovnaturtyper efter Habitatdirektivet. Kortlægningen angiver georefererede polygoner og tilknyttede data for en række parametre (jf kortlægningsinstruks.)

Svagheder:

Det kortlagte område omfatter 20.480 ha af det samlede skovareal og kun inden for habitatområderne.

4.2. Særlig værdifuld skov (§25)

Skovlovens §25, naturmæssigt særlig værdifuld skov er kortlagt på offentlige arealer i 2016 og 2017. Kortlægningen blev gennemført efter publikationen "Nøgle til kortlægning af naturmæssigt særlig værdifuld skov" https://mst.dk/media/132958/p25_skovnoegle.pdf. Kortlægningen havde til formål at kortlægge skov af naturmæssig særlig værdi som supplement til kortlægningen af skovnaturtyperne indenfor Natura 2000-områderne.

Den resulterende kortlægning er tilgængelig på MijøGis under Miljøstyrelsen - <http://miljoegis.mim.dk/> og i rapport om kortlægningen. Samlet er der i 2016 og 2017 kortlagt 6.191 ha § 25-skov fordelt på 2.906 lokaliteter på offentlige arealer efter en første udvælgelse baseret på kortmateriale og et feltbesøg. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2018/06/978-87-93710-33-7.pdf>

Tabel 6. Areal opgørelse over § 25 skove på offentlige arealer (Efter Miljøstyrelsen 2017, tabel 3, s. 16)

Ejer	Skov (ca. ha)	§ 25 skov (ha)	% andel (pr ejer)	% andel (af §25 skov)
Kommuner	28.000	1.637	5,8	26,4
Staten(excl.NST)	7.000	293	4,2	4,7
Regioner	200	8	4,0	0,1
Naturstyrelsen	115.000	4.253	3,7	68,7
Samlet	150.200	6.191	4,1	100,0

Styrker:

Direkte koblet til Skovlovens § 25 og med kortlagte arealer, der opfylder nøglen. Der har været forslag om en tilsvarende kortlægning på det privat ejede skovareal. Dette afventer fortsat en afklaring og evt. tilknyttet lovgivning og tilskudsmuligheder.

Svagheder:

Det kortlagte område omfatter 6.191 ha af det samlede offentlige skovareal efter en gennemgang af ca. 23 % af det samlede danske skovareal. Det skal ses i supplement til den del af skovnaturtyperne, der er kortlagt på offentlige arealer. Der er endnu ikke foretaget en kortlægning af § 25 skov på private arealer.

4.3. Landsdækkende kort

4.3.1. Biodiversitetskort

Biodiversitetskortet er et danmarkskort over kortlagte og potentielle levesteder for de arter, der er allermest truede og sjældne (rødlistede arter) samt en national prioritering af områder.

Biodiversitetskortene er beskrevet udførligt i rapporten "Biodiversitetskort for Danmark" – udviklet i samarbejde mellem Center for Makroøkologi, Evolution og Klima på Københavns Universitet og Institut for Bioscience ved Aarhus Universitet (Ejrnæs m.fl. 2014). Ved Biodiversitetskortets opdatering i 2018 har Aarhus Universitet endvidere udgivet rapporten om Biodiversitetskortets bioscore (Ejrnæs m.fl. 2018). Den nationale prioritering omfatter både et kortlag med antal truede arter opgjort i 10x10 km kvadrater og resultatet af en komplementaritetsanalyse udført i 2014, der viser hvilke 10 x 10 km kvadrater som til sammen bedst kan repræsentere Danmarks biodiversitet, når målet er at sikre minimum 3 kvadrater med populationer for hver af de truede arter, der indgår i analysen.

Den lokale prioritering er en kombination af hhv. artsdata og proxy score. Artsdata er baseret på informationer om leveområder, levesteder og artsobservationer, der resulterer i en samlet vægtet score for rødlistede arter. Proxy score er et samlet indeks for arealer, der understøtter biodiversitet, hvoraf elementerne: Kystnærhed, skovstruktur, skråninger, skovkontinuitet og slyngninger er baseret på datalag der er ensartet indsamlet over hele landet. De øvrige 8 elementer er baseret på datalag, hvor der er indflydelse af bl.a. udpegning af N2000 områder eller anden ufuldstændig kortlægning. Opløsningen er 9,6x9,6 m, selvom den geografiske opløsning af datalag i kortet varierer fra en præcision på få meter til en usikkerhed på flere hundrede meter.

Som det nævnes i Ejrnæs m.fl. 2018 "Danmarks biodiversitet er ufuldstændig kortlagt, så det er vigtigt at være opmærksom på, at der sagtens kan være områder med rødlistearter som ikke er opdaget endnu."

Den resulterende kortlægning er tilgængelig på MijøGis under Miljøstyrelsen -

<http://miljoegis.mim.dk/cbkort?profile=miljoegis-plangroendk>

Styrker

Indeholder både en national prioritering ud fra komplementaritetens analyse og en lokal prioritering ud fra eksisterende viden. Drager nytte af eksisterende kendt viden om arter, særligt rødlistede arter for alle naturtyper.

Svagheder

Den lokale prioritering reduceres ikke for infrastruktur som bebyggelse og veje. En række elementer i proxyscore er baseret på kortlag, som ikke er nationalt dækkende. Udvælgelse og prioritering af proxyvariable er knyttet til kendt viden om rødlistede arter, som er indsamlet på de arealer, der indgår som proxyvariable (fx §3 arealer, §25 skov, naturtyper under habitatdirektivet samt kortlagt natur). Derved gives højst score til arealer med kendt værdi, mens øvrige arealer kan overses som følge af manglende data.

4.3.2. HNV-Skov

Parallelt med de indledende versioner af Biodiversitetskortet blev der udviklet en tilsvarende analyse målrettet skov. Arbejdet er beskrevet i rapporten "Udvikling af High Nature Value - HNV-Skovkort for Danmark" (Johannsen m.fl. 2015). På linje med Biodiversitetskortet indgår artsscore, dog her fokuseret på skovtilknyttede arter. I udvælgelsen af proxydata blev der også her anvendt såvel landsdækkende data som kortlagte arealer med skovnaturtyper inden for Habitatområderne. Den resulterende kortlægning er tilgængelig på MijøGis under Miljøstyrelsen - <http://miljoegis.mim.dk/cbkort?profile=miljoegis-plangroendk>

Styrker

Indeholder en lokal prioritering ud fra eksisterende viden, særligt data om rødlistede arter tilknyttet skov.

Svagheder

En række elementer i proxyscore er baseret på kortlag, som ikke er nationalt dækkende. Udvælgelse og prioritering af proxyvariable er knyttet til kendt viden om rødlistede arter, som er indsamlet på de arealer, der indgår som proxyvariable (fx naturtyper under habitatdirektivet samt kortlagt natur). Derved gives højst score til arealer med kendt værdi, mens øvrige arealer kan overses som følge af manglende data. Der kan ske en geografisk skævvridning som følge heraf.

4.3.3. Potentialekort

Formålet med potentiale kortet var at give et ensartet grundlag for hele skovarealet i Danmark ved at nyttiggøre de tilgængelige landsdækkende data og kortlag. Potentiale kortet skal ses som et supplement til de øvrige kortlag i bl.a. HNV-skovkort og Biodiversitetskortet.

Som input data i forhold til identifikation af skove med højt potentiale er anvendt data fra Miljøstyrelsens kortlægning af § 25 skove i 2016 samt kortlagte skovnaturtyper i 2006 på Naturstyrelsens arealer med de højeste værdier af skovtilstand. Dertil stillede fire private distrikter deres kortlægning af nøglebiotoper til rådighed for udvikling og test af metoderne. Resultatet blev en kortlægning med en opløsning på 100x100

m. Ved at anvende denne raster tilgang gøres analysen uafhængig af en rumlig opdeling af skovarealet (fx skovpolygoner eller bevoksningsafgrænsning fra skovejere), den er mere fleksibel for brugerne og kan bedre samle input fra de forskellige datakilder (med varierende opløsning). Input data til at beregne sandsynlighed for et potentiale for biodiversitet (§ 25 skove og skovnaturtyper) udgøres af hhv. strukturvariable og landskabsvariable, der alle kan indhentes ensartet for hele landet. Krydstjek af de resulterende modeller gav gode resultater ift. at genfinde de private nøglebiotoper. En sammenligning med HNV-skov kortet viste et overlap (Johannsen m.fl. 2017, tabel 14, s. 35).

Styrker

Indeholder en lokal prioritering ud fra eksisterende viden om struktur og landskab, med en ensartet tilgang for hele skovarealet.

Svagheder

Er ikke endnu let tilgængelig på MiljøGIS eller anden platform.

4.4. Formidling af kortgrundlag

Via MiljøGIS kan "De Digitale Naturkort" tilgås. Det er et planlægningsredskab, som er udviklet for Miljøstyrelsen, Miljø- og Fødevareministeriet, så kommunerne har et grundlag at arbejde ud fra, når de i kommuneplanerne skal udpege naturområder til Det Grønne Danmarkskort, der bl.a. har til mål at skabe større naturområder som for eksempel skov, hede og overdrev eller engdrag, med mål om en bedre og mere sammenhængende natur.

4.5. Rumlig opløsning og kombination

En række af den ovenfor nævnte datalag er produceret med en høj opløsning på 9,6x9,6 m mens andre har en opløsning på hhv. 100x100 m (potentiale kortet) mens den nationale prioritering arbejder på 10x10 km opløsning. Ved en prioritering af arealer til indsatser for biodiversiteten i private skove vil der være en række muligheder for at kombinere ovenstående forskellige lag. En række elementer kan overvejes:

- 1) Ensartet rumlig opløsning svarende til forvaltningsenheder – fx 100x100 m – altså 1 ha enheder. Det vil her være relevant at overveje præcision på data og den forventede anvendelse til forvaltning.
- 2) Kortlag med afvigende opløsning kan overføres til anden enhed enten ved tildeling af samme værdi for alle felter (Fx fra national prioriterings kort på 10x10 km). Hvis opløsningen ændres (fx fra HNV-skovkortets 9,6x9,6 m), kan der vælges forskellige metoder til overførsel af værdi – enten minimum, maximum eller arealvægtet middel. Metode bør afspejle den forventede anvendelse af kortlaget som grundlag for prioritering.

- 3) Kombination af forskellige prioriterings grundlag – kan give forskellige informationer til den endelige prioritering. Det kan overvejes om forskellige kortgrundlag kan give input til forskellige virkemidler, herunder særlige tiltag målrettet rødlistede arter kan inddrage kendt viden om artsscore.
- 4) Landskabsniveau – fra lokalt hotspot til skovlandskab: Det kan overvejes om virkemidler og prioritering af arealer til biodiversitetsindsats skal omfattes af analyser, der går ud over den snævre rumlige opløsning, og som medtager informationer om det omgivne landskabet, dvs. det skovlandskab et lokalt område indgår i. En sådan tilgang kan bl.a. inddrage komplementaritetens analyserne i Biodiversitetskortet ligesom analyser af den samlede naturmosaik kan inddrages

5. Referencer

- Abrego N, Bässler C, Christensen M, Heilmann-Clausen J. (2015). Implications of reserve size and forest connectivity for the conservation of wood-inhabiting fungi in Europe. *Biological Conservation* 191, 469–477.
- Andersen BS. (2018). Reintroduction of the European bison (*Bison bonasus*) in Almindingen on Bornholm – impact on biodiversity of vascular plants over a 5-year period from 2012-2017. Speciale IGN, Københavns Universitet.
- Armstrong H, Black B, Holl K, Thompson R. (2014). Assessing Herbivore Impact in Woodlands: A Subjective Method. Forestry Commission Scotland. <https://scotland.forestry.gov.uk/.../herbivore-impact-assessment-me>.
- Aspegren S. (2001). Det brinner i skogen. (2001) Arbetsrapport nr. 475. Skogforsk. www.skogforsk.se/contentassets/04a1243252714f979c8d3fcb0ec97d0f/arbetsrapport-475-2001.pdf.
- Aude & Heilmann-Clausen (2015). Can coppicing maintain biodiversity in *Alnus* swamps. University of Copenhagen, April 2015.
- Bace R, Svoboda M, Vitkova L. (2019). Deadwood management in production forests. Management guidelines for forest managers in Central European temperate forests. Report. Czech University of Life Sciences Prague.
- Bastrup-Birk A, Chirici G, Eggers J, Herder M, Lindner M, Lombard, F, Barbati A, Marchetti M, Zolli CA, Malak D, Marín A, Biala K 2014 Developing a forest naturalness indicator for Europe Concept and methodology for a high nature value (HNV) forest indicator EEA Technical report No 13/2014 DOI: 10.13140/2117263684
- Bauhus J, Puettmann Km, Messier C. (2009). Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management* 258(4), 525-537. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.053>
- Bengtsson J, Nilsson SG, Franc A, Menozzi P. (2000). Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management* 132, 39-50.
- Bengtsson V, Hedin J, Niklasson M. (2012). Veteranisation of oak – managing trees to speed up habitat production. Trees beyond the wood conference proceedings. Wildtrack publishing, Sheffield, 61-68.
- Bergner A, Avcı M, Eryiğit H, Jansson N, Niklasson M, Westerberg L, Milberg P. (2015). Influences of forest type and habitat structure on bird assemblages of oak (*Quercus* spp.) and pine (*Pinus* spp.) stands in southwestern Turkey. *Forest Ecology and Management* 336(15), 137-147.
- Bergstedt CE. (2019) From tree torso to tree ruin - Developing guidelines for management of urban hazard trees in relation to optimizing biodiversity. Speciale i naturforvaltning. Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet.

- Bergstedt CE. (2019). From tree torso to tree ruin - Developing guidelines for management of urban hazard trees in relation to optimizing biodiversity. Speciale i naturforvaltning. Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet.
- Bernes C, Macura B, Jonsson BG, m.fl. (2018). Manipulating ungulate herbivory in temperate and boreal forests : effects on vegetation and invertebrates . A systematic review. *Environmental Evidence* 7, 13. <https://doi.org/10.1186/s13750-018-0125-3>.
- Bokdam J. Gleichman JM. (2000). Effects of grazing by free-ranging cattle on vegetation dynamics in a continental north-west European heathland. *J. Applied Ecology* 37, 415-431.
- Bradshaw RH, Hannon GE. (2004). The Holocene structure of North-west European temperate forest induced from palaeoecological data. pp. 11-26 In: Honnay O, Olivier m.fl., *Forest biodiversity, lessons from history for conservation*, Wallingford, Oxfordshire, UK: CABI Publishing, in association with The International Union of Forestry Research Organizations (IUFRO).
- Brunet J, Fritz Ö, Richnau G. (2010). Biodiversity in European beech forests—a review with recommendations for sustainable forest management. *Ecological Bulletins* 53, 77-94.
- Brunet J. & Isacson G. (2009). Restoration of beech forest for saproxylic beetles – effects of habitat fragmentation and substrate density on species diversity and distribution. *Biodiversity and Conservation* 18, 2387-2404.
- Brunet J. (2007). Plant colonization in heterogeneous landscapes: an 80-year perspective on restoration of broadleaved forest vegetation. *J. Applied Ecology* 44, 563–572
- Brändle M, Brandl R. (2001). Species richness of insects and mites on trees: expanding Southwood. *J. of Animal Ecology* 70, 491-504.
- Brøndum L., Brandtoft ES. (2018). Lort i Landskabet. Faktaark. Naturhistorisk Museum og SEGES.
- Buchwald E, Heilmann-Clausen J. (2018). Muligheder på Naturstyrelsens arealer for bedre opfyldelse af 2020-mål for truede arter. Center for Makroøkologi, Evolution og Klima, KU.
- Bunzel-Drüke M, Böhm C, Finck P, Kämmer G. Luick R, Reisinger E, Riecken U, Riedl J, Scharf M, Zimball O. (2008). Praxisleitfaden für Ganzjahresbeweidung in Naturschutz und Landschaftsentwicklung -“Wilde Weiden”-. Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e. V., Bad Sassendorf-Lohne. 215 S. <http://www.abu-naturschutz.de/projekte/abgeschlossene-projekte/qwilde-weidenq.html>.
- Buse J, Slachta M, Sladeczek F, Pung M, Wagner T, Entling M. (2015). Relative importance of pasture size and grazing continuity for the long-term conservation of European dung beetles. *Biological Conservation*, 187, 112-119.
- Bush ER, Buesching CD, Slade EM, Macdonald DW. (2012). Woodland Recovery after Suppression of Deer: Cascade effects for Small Mammals, Wood Mice (*Apodemus sylvaticus*) and Bank Voles (*Myodes glareolus*). *PLoS ONE*, 7(2), <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0031404>.

Buttenschøn RM, Buttenschøn J. (2013). Woodland grazing with cattle – results from 25 years of grazing in acidophilus pedunculate oak (*Quercus robur*) woodland. In Rotherham (ed): *Trees, Forested Landscapes and Grazing Animals – A European Perspective on Woodlands and Grazed Trees* s.317-329.

Buttenschøn RM, Gottlieb L, Byriel DB. (2018). *Naturplejeportalen-Rapportudgave*. Københavns Universitet, IGN Rapport, Frederiksberg. 253 s.

Buttenschøn RM, Gottlieb L. (2019). *Skovgræsning med biodiversitetsformål*. Frederiksberg: Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning. Københavns Universitet. IGN Rapport.

Buttenschøn RM, Madsen TL, Madsen P, Olesen CR. (2009). Husdyr og vildt som naturplejere - er de lige gode naturplejere og holder husdyr vildtet væk? I: Kanstrup N, Asferg T, Flinterup M, Thorsen BJ, Jensen TS.: *Vildt & Landskab*. Resultatet af 6 års integreret forskning i Danmark 2003-2008, s 88-91.

Buttenschøn RM. (2007). Græsning og høslæt I naturplejen. Miljøministeriet.

Buttenschøn RM. (2008) Effekt af græsning på træer og buske: fra hedeplantage til lysåben græsningsskov. *Videnblad Park og Landskab*. 2008; (6.6-10).

Byriel DB, Schmidt IK, Justesen MJ, Pape T, Hansen AK, Riis-Nielsen T, Kepfer Rojas S. 2020. Forest management affects crane fly (Tipuloidea) community structure through changes in edaphic conditions. *Forest Ecology and Management*. 457. 117756. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117756>.

Bütler RS. (2003) DEAD WOOD IN MANAGED FORESTS: HOW MUCH AND HOW MUCH IS ENOUGH? Development of a Snag Quantification Method by Remote Sensing & GIS and Snag Targets Based on Three-toed Woodpeckers' Habitat Requirements. Thesis NO 2761. Lausanne, EPFL

Baagøe HJ & Degn HJ. (2007). Generelt om danske flagermus. Kapitel 3.1 i B. Søgaaard & T. Asferg, (eds) *Håndbog om dyrearter på habitatdirektivets bilag IV - til brug i administration og planlægning*. Faglig rapport fra DMU nr. 635, Miljøstyrelsen.

Callesen I, Jørgensen BB, Fischer L, Larsen HME, Ravn HP,... Thomsen, I. M. (2017). Egens sundhedsproblemer på grundvandsnære jorde. Frederiksberg. IGN Rapport. https://static-curis.ku.dk/portal/files/183508008/Callesen_et_al_rapport_egesundhed_2017.pdf

Chapman, P. (2007). Conservation grazing of semi-natural habitats. SAC Technical Note. ISBN 1 85482 870 3, March 2007.tn586conservation.

Christensen M, Hahn K, Mountford EP, Ódor P, Standovar T, Rozenberger D, Diaci J, Wijdeven S, Meyer P, Winter S, Vrska T. (2005). Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. *Forest Ecology and Management* 210, 267-282.

Christensen M, Vesterdal L. (2003). Physical and chemical properties of decaying beech wood in two Danish forest reserves. *Nat-Man Working Report* 25, 16 pp.

Christensen M. & Emborg J. (1996). Biodiversity in natural versus managed forest in Denmark. *Forest Ecology and Management*, 85(1-3), 47–51.

Christiansen JR, Elberling B, Jansson P-E. (2006). Modelling water balance and nitrate leaching in temperate Norway spruce and beech forests located on the same soil type with the CoupModel. *Forest Ecology and Management*, 237(1-3), 545-556. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.09.090>

Christiansen JR, Vesterdal L, Hansen KI, Sevel L, Gundersen P, Bastrup-Birk A. (2008). Nedsivning af vand under otte danske skove. *Videnblade Skov og Natur* 8.5-20.

Cosyns E, Claerbout S, Lamoot I, Hoffmann M. (2005). Endozoochorous seed dispersal by cattle and horses in a spatially heterogeneous landscape. *Plant Ecology* 178, 149–162.

Cromsigt JPM, Kemp YM, Rodriguez E, Kivit H. (2018). Rewilding Europe's large grazer community: how functionally diverse are the diets of European bison, cattle, and horses? *Restoration Ecology* 26(5), 891-899.

Cruz-Paredes C, Frøslev TG, Michelsen A, Bang-Andreasen T, Hansen M, Ingerslev M, ... Kjølner R. (2019). Wood ash application in a managed Norway spruce plantation did not affect ectomycorrhizal diversity or N retention capacity. *Fungal Ecology*, 39, 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2018.11.002>

Dahlberg A. & Stokholm JN. 2004. Vedlevande arters krav på substrat. Skogsstyrelsen. <https://shop.textalk.se/shop/9098/art85/4646085-51e2f5-1733.pdf>

Damschen EI, Brudvig LA, Burt MA m.fl. (2019). Ongoing accumulation of plant diversity through habitat connectivity in an 18-year experiment. *Science*, 365(6460), 1478–1480. <https://doi.org/10.1126/science.aax8992>

Danell K, Bergström R, Edenius L. (1994). Effects of large mammalian browsers on architecture, biomass and nutrients of woody plants. *Journal of Mammalogy* 75, 833-44.

De Frenne P, Baeten L, Graae BJ, Brunet J, Wulf M, Orczewska A, ... Verheyen K. (2011). Interregional variation in the floristic recovery of post-agricultural forests. *Journal of Ecology*, 99(2), 600–609. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01768.x>

Du Y, Zhang F, Ling Q, Wang W, Li W, Li X. (2016). Water bodies' mapping from Sentinel-2 imagery with modified normalized difference water index at 10-m spatial resolution produced by sharpening the SWIR band. *Remote Sens.*, 8, 354-372.

Dubgaard A, Jespersen HML, Laugesen FM, Hasler B, Christensen LP, Martinsen L, Källström MN, Levin G. (2012). Økonomiske analyser af natur-plejemetoder i beskyttede områder. Rapport nr. 211. Fødevarerøkonomisk Institut.

Duvall MD. & Grigal DF. (1999) Effects of timber harvesting on coarse woody debris in red pine forests across the Great Lakes states, USA. *Canadian Journal of Forest Research*. 29(12), 1926-1934.

Eales J, Haddaway NR, Bernes C, m.fl. (2018), What is the effect of prescribed burning in temperate and boreal forest on biodiversity, beyond pyrophilous and saproxylic species? A systematic review, *Environ Evid* 7(19), D-DOI: 10.1186/s13750-018-0131-5

- Eggers B, Matern A, Drees C, Eggers J, Härdtle W, Assmann T. (2010). Value of Semi-Open Corridors for Simultaneously Connecting Open and Wooded Habitats: A Case Study with Ground Beetles. *Conservation Biology*, 24(1), 256-266.
- Ejrnæs R, Moeslund JE, Brunbjerg AK, Groom GB, Bladt J. (2018). Videreudvikling af lokal bioscore for biodiversitetskortet for Danmark. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 46 s. - Teknisk rapport nr. 122 <http://dce2.au.dk/pub/TR122.pdf>
- Ejrnæs R, Petersen AH, Bladt J, Bruun HH, Moeslund JE, Wiberg-Larsen P, Rahbek C. (2014). Biodiversitetskort for Danmark. Udviklet i samarbejde mellem Center for Makroøkologi, Evolution og Klima på Københavns Universitet og Institut for Bioscience ved Aarhus Universitet. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 96 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 112 <http://dce2.au.dk/pub/SR112.pdf>
- Ejrnæs R, Skov F, Bladt, J, Fredshavn, JR & Nygaard, B. 2012. Udvikling af en High Nature Value (HNV) indikator Rangordning af arealer efter naturværdi og potentiale Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 40 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr 40 <http://www.dmu.dk/Pub/SR40pdf>
- Emborg J, Christensen M, Heilmann-Clausen J. (2000). The structural dynamics of Suserup Skov, a near-natural temperate deciduous forest in Denmark. *Forest Ecology and Management* 126(2):173-189.
- Finer L, Jurgensen M, Palviainen M. m.fl. (2016). Does clear-cut harvesting accelerate initial wood decomposition? A five-year study with standard wood material. *Forest Ecology and Management* 372, 10-18.
- Flensted KK, Bruun HH, Ejrnæs R, Eskildsen A, Thomsen PF, Heilmann-Clausen J. 2016. Red-listed species and forest continuity – A multi-taxon approach to conservation in temperate forests. *Forest Ecology and Management* 378, 144-159.
- Forsslund A, Johansson N, Hedin J, Johansson T, Jansson N, Nordlin E. (2011). Branngynnade arter i Sydöstra Sverige. Länsstyrelserna, Meddelande nr. 2011:16
- Fragoso-Campón L, Quirós E, Mora J m.fl. (2019). Overstory-understory land cover mapping at the watershed scale: accuracy enhancement by multitemporal remote sensing analysis and LiDAR. *Environ Sci Pollut Res*. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04520-8>
- Friberg N. (1998). Skov og skovvandløb. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser. 35 s.
- Fritz Ö, Heilmann-Clausen J. (2010). Rot holes create key microhabitats for epiphytic lichens and bryophytes on beech (*Fagus sylvatica*). *Biological Conservation*. 143(4), 1008-1016.
- Fritz Ö, Niklasson M, Churski M. (2009) Tree age is a key factor for the conservation of epiphytic lichens and bryophytes in beech forests. *Applied Vegetation Science* 12(1), 93-106. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2009.01007.x>

- Fritz Ö. (2014). Epiphytic lichens and bryophytes in the forests of lille Vildmose in 2013. Naturcentrum Report 2014-03-04.
- Fritzbøgger, B. 1994. Kulturskoven – Dansk skovbrug fra oldtid til nutid. Gyldendal, København, 439 pp.
- Frouz J. (1999). Use of soil dwelling Diptera (Insecta, Diptera) as bioindicators: a review of ecological requirements and response to disturbance. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74(1), 167–186.
- Fuller RJ. (2001). Responses of woodland birds to increasing numbers of deer: a review of evidence and mechanisms. *Forestry*, 74(3), 289–298. <https://doi.org/10.1093/forestry/74.3.289>
- Gamfeldt L, Snäll T, Bagchi R, Jonsson M, Gustafsson L, Kjellander P, Ruiz-Jaen MC, Fröberg M m.fl. (2013). Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. *Nature Communications* 4, 1340. DOI: 10.1038/ncomms2328.
- Gao T, Hedblom M, Emilsson T, Nielsen AB. (2014). The role of forest stand structure as biodiversity indicator. *Forest Ecology and Management* 330, 82-93.
- Gao T, Nielsen AB, Hedblomde M. (2015). Reviewing the strength of evidence of biodiversity indicators for forest ecosystems in Europe. *Ecological Indicators* 57, 420-434
- Gill, R.M.A. (2006). The influence of large herbivores on tree recruitment and forest dynamics, pp. 170-202 I: Danell, K. Bergström, R. Duncan, P., Pastor, J. (eds.) (2006). *Large Herbivore Ecology. Ecosystem Dynamics and Conservation*. Cambridge University Press.
- Gjelstrup P (2017). Pansermider (Oribatei, Oribatida) i dansk naturskov - - en restfauna fra Danmarks urskov? *Flora og Fauna* 123 (2-4), 81-85.
- Godefroid S, Koedam N. (2004). Interspecific variation in soil compaction sensitivity in forest floor species. *Biological Conservation* 119, 207-217.
- Godefroid S, Massant W, Koedam N. (2005). Variation in the herb species response and the humus quality across a 200-year chronosequence of beech and oak plantations in Belgium. *Ecography* 28(2), 223–235.
- Gossner MM., Schall P, Ammer C, Ammer U, Engel K, Schubert H, Simon U, Utschick H, & Weisser WW. (2014). Forest management intensity measures as alternative to stand properties for quantifying effects on biodiversity. *Ecosphere* 5: art113.
- Granström A. (2001) Fire Management for Biodiversity in the European Boreal Forest, *Scandinavian Journal of Forest Research*, 16:S3, 62-69, DOI: 10.1080/028275801300090627
- Grove SJ. (2002). Saproxylic insect ecology and the sustainable management of forests. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33:1–23.
- Gundersen P, Buttenschøn RM. (2005). Vegetationsudvikling og nitratudvaskning ved ændret arealanvendelse – eng, overdrev og skovrejsning i Drastrup projektet 1998-2005, Aalborg Kommune og Forskningscentret for Skov & Landskab, 50 sider.

- Gundersen P, Christiansen, JR, og Sonnenborg TO. 2014. Mere vand fra skove. Naturstyrelsen, 109 pp.
<http://naturstyrelsen.dk/media/138885/mere-vand-fra-skove-rapport.pdf>
- Gundersen P, Hansen K, Bastrup-Birk AM, Schmidt IK, Pedersen LB, Callesen I, Vesterdal L og Rasmussen KR. (2002). Nitrat i vand under skove. Skovbrug. Videnblad 8.5-18
- Gundersen P, Johannsen VK. (2016). Ammoniakfølsomme skove – kortlægning og vejledning. Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet. IGN Rapport. https://static-curis.ku.dk/portal/files/171620128/Nskov_rapport_web_3.pdf
- Gundersen P, Schmidt IK, Rasmussen KR. (2006) Leaching of nitrogen from temperate forests – effects of air pollution and forest management. *Environmental Reviews* 14 (1), 1-57
- Gustafsson L, Weslien J, Hannerz M, Aldentun Y. (2016). Naturhänsyn vid avverkning - en syntes av forskning från Norden och Baltikum. Rapport från forskningsprogrammet Smart Hänsyn. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Haimi J, Fritze H, Moilanen P. (2000). Responses of soil decomposer animals to wood-ash fertilization and burning in a coniferous forest stand. *Forest Ecology and Management*, 129(1/3), 53-61.
- Hald-Mortensen, P. (red.) (2012). Tofte Skov og Mose. Status 2012. Aage V. Jensen Naturfond.
- Halme P, Allen KA, Auniņš A, m.fl. (2013). Challenges of ecological restoration: Lessons from forests in northern Europe. *Biol. Conserv.* 167, 248-256.
- Hannon GE, Bradshaw R, Emborg J. (2000). 6000 years of forest dynamics in Suserup Skov, a seminatural Danish woodland. *Global Ecology & Biogeography* 9, 101-114.
- Hansen M, Kepfer-Rojas S, Bjerager PER, Holm PE, Skov S, Ingerslev M. (2018). Effects of ash application on nutrient and heavy metal fluxes in the soil and Clack for, soil solution in a Norway spruce plantation in Denmark. *Forest Ecology and Management*, 424, 494-504. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.05.005>
- Heilmann-Clausen J, Aude E, Christensen M. (2005). Cryptogam communities on decaying deciduous wood - does tree species diversity matter? *Biodiversity and Conservation* 14, 2061-2078.
- Heilmann-Clausen J, Bradshaw RHW, Emborg J, Hannon G. (2007). The History and Present Conditions of Suserup Skov: A Nemoral, Deciduous Forest Reserve in a Cultural Landscape, *Ecological Bulletins* 52, Suserup Skov: Structures and Processes in a Temperate, Deciduous Forest Reserve, pp. 7-17.
- Heilmann-Clausen J. & Christensen M. (2004) Does size matter? On the importance of various dead wood fractions for fungal diversity in Danish beech forests. *Forest Ecology and Management*. 201; 105-117.
- Hermý M, Honnay O, Firbank L, Grashof-Bokdam C, Lawesson JE. (1999). An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. *Biol. Cons.* 91, 9-22
- Hermý, M., Verheyen, K. 2007. Legacies of the past in the present-day forest biodiversity: a review of past land-use effects on forest plant species composition and diversity. *Ecological Research* 22(3), 361-371.

- Hester A, Millard P, Baillie G, Wendler R. (2004). How does timing of browsing affect above- and below-ground growth of *Betula pendula*, *Pinus sylvestris* and *Sorbus aucuparia*? *Oikos*, 105(3), 536-550.
- Hilmers T, Friess N, Bässler C, Heurich M, Brandl R, Pretzsch H, Seidl R, Müller J. (2018). Biodiversity along temperate forest succession. *J Appl. Ecol.* 1-11. <http://doi.org/10.1111/1365-2664.13238>
- Holland G, Clarke M, Bennett A. (2017). Prescribed burning consumes key forest structural components: Implications for landscape heterogeneity. *Ecological Applications*, 27(3), 845-854.
- Horák J, Rébl K. (2013). The species richness of click beetles in ancient pasture woodland benefits from a high level of sun exposure. *Journal of Insect Conservation*, 17(2), 307-318.
- Hübertz H og Pedersen LR. 2000. Nøglebiotoper i skov. *Skov info* 24.
https://naturstyrelsen.dk/media/nst/8660086/skov-info_nr_24.pdf
- Häkkilä M, Abrego N, Ovaskainen O, Mönkkönen M. (2018). Habitat quality is more important than matrix quality for bird communities in protected areas. *Ecology and Evolution* 8(8), 4019–4030.
<https://doi.org/10.1002/ece3.3923>
- Härdtle W, von Oheimb G, Gerke A-K, Niemeyer M, Niemeyer T, Assmann T, Meyer H. (2009). Shifts in N and P Budgets of Heathland Ecosystems: Effects of Management and Atmospheric Inputs. *Ecosystems*, 12(2), 298-310. doi: 10.1007/s10021-008-9223-3
- Härdtle, W, Niemeyer M, Niemeyer T, Assmann T, Fottner S. (2006). Can management compensate for atmospheric nutrient deposition in heathland ecosystems? *Journal of Applied Ecology*, 43(4), 759-769. doi: 10.1111/j.1365-2664.2006.01195.x
- Hågvar S, Nygaard P, Bækken BT. (2004). Retention of forest strips for bird-life adjacent to water and bogs in Norway; effect of different widths and habitat variables. *Scandinavian Journal of Forest Research* 19, 452-465
- Jakobsen B. (1973). Skovens betydning for landbrugets udvikling i Danmark indtil indtil ca. 1300. *Det Forstlige Forsøgsvæsen i Danmark, Beretning nr. 271*, 345-396.
- Jeffries JM, Matquis RJ, Forkner RE. (2006). Forest Age Influences Oak Insect Herbivore Community Structure, Richness, And Density. *Ecological Applications* 16(3), 901-912
- Jensen KW & Toft S. (2014). Mønstre i løbebille- og rovbillefaunaen i jyske naturskove. *Flora og Fauna* 119, 77.96.-
- Johannesson H, Dahlberg A. (2001). Färska brandtfält ett måste för brandskiktdynan – och över åttio andra skogsarter. *FAKTASKOG nr. 2 2001*, SLU. <https://www.slu.se/globalassets/ew/ew-centrala/forskn/popvet-dok/faktaskog/faktaskog01/s01-02.pdf>
- Johannsen VK, Dippel TM, Møller PF, Heilmann-Clausen J, Ejrnæs R, Larsen JB, Raulund-Rasmussen K, Rojas SK, Jørgensen BB, Riis-Nielsen T, Bruun HH, Thomsen PF, Eskildsen A, Fredshavn J, Kjær ED, Nord-Larsen T,

Caspersen OH, Hansen GK. (2013). Evaluering af indsatsen for biodiversiteten i de danske skove 1992 – 2012 90 s. ill. Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet.

Johannsen VK, Nielsen K, Fritzboøger B, Buchwald E, Serup H, Møller PF, ... Arndal MF. (2015). Opgørelsesmetoder og udvikling i dødt ved. (2. udg.) Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet. IGN Rapport

Johannsen VK, Rojas SK, Brunbjerg AK, Schumacher J, Bladt J, Nyed PK, Moeslund JE, Nord-Larsen T Ejrnæs R. (2015b). Udvikling af et High Nature Value - HNV-skovkort for Danmark. IGN Rapport November 2015, Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet, Frederiksberg, https://static-curis.ku.dk/portal/files/150278108/HNVskov_rapport_final.pdf

Johannsen VK, Rojas SK, Schumacher J, Nyed PK. (2017). Kortlægning af skov med højt potentiale for biodiversitet. IGN Rapport. Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet, Frederiksberg.

Jonsson M, Ranius T, Ekvall H, Bostedt G, Dahlberg A, Ehnström B, Norden B, Stokland JN. (2006). Cost-effectiveness of silvicultural measures to increase substrate availability for red-listed wood-living organisms in Norway spruce forests. *Biological Conservation* 127, 443-462

Kennedy CEJ, Southwood TRE. (1984). The Number of Species of Insects Associated with British Trees: A Re-Analysis. *Journal of Animal Ecology* 53(2), 455-478

Kepfer-Rojas S, Riis-Nielsen T, Schmidt IK, Byriel DB, Justesen MJ, Nielsen AO, Alban M, Johannsen VK. (2017). Strukturer med betydning for biodiversiteten i urørt og forstligt drevet skov. - *Flora og Fauna* 123 (2-4), 47-53.

Kirby KJ. (2001). The impact of deer on the ground flora of British broadleaved woodland. *Forestry* 74, 219-229.

Kirby P. (1992). Habitat management for invertebrates: a practical handbook. RSPB.

Kjærgaard T. (1991). Den danske revolution 1500-1800. En økohistorisk tolkning. Gyldendal, København, 441 pp.

Kjøller R, Nilsson L-O, Hansen K, Schmidt IK, Vesterdal L, Gundersen P (2012) Dramatic changes in ectomycorrhizal community composition, root tip abundance and mycelial production along a stand-scale nitrogen deposition gradient. *New Phytologist* 194, 278–286

Kraus D, Bütler R, Krumm F, Lachat T, Larrieu L, Mergner U, Paillet Y, Rydkvist T, Schuck A, Winter S. (2016) Katalog over mikrohabitater på træer – Referenceliste til feltbrug. *Integrate+ Teknisk Rapport* 16 s.

Krog M & Christensen M. (2017). Mikrohabitater på træer – Katalog over definitioner. *Skoven* 2017(3), 118-121. <https://naturstyrelsen.dk/media/212522/mikrohabitater-skoven-3-17.pdf>

Krog M, Refsgaard A, Østergaard F, Jensen M. (2017). Naturlig hydrologi i Naturstyrelsens skove. *Jord & Vand* 117(1), 29-34.

- Kuijper DPJ, Cromsigt JPM, Churski M, Adam B, Jędrzejewska B, Jędrzejewski W. (2009). Do ungulates preferentially feed in forest gaps in European temperate forest? *Forest Ecology and Management*, 258(7), 1528–1535. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2009.07.010>
- Kuiters, A.T., Slim, P.A. (2002). Regeneration of mixed deciduous forest in a Dutch forest-heathland, following a reduction of ungulate densities. *Biological Conservation*, 105(1), 65–74. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00204-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00204-X).
- Küffer N. & Senn-Irlet B. (2005) Influence of forest management on the species richness and composition of wood-inhabiting basidiomycetes in Swiss forest. *Biodiversity and Conservation* 14:2419–2435. DOI 10.1007/s10531-004-0151-z
- Lachat T, Bouget C, Bütler R, Müller J, Kraus D, Krumm F.. 2013 Deadwood quantitative and qualitative requirements for the conservation of saproxylic biodiversity. In: Kraus D & Krumm F (eds). *Integrate approaches as an opportunity for the conservation of saproxylic biodiversity*. European Forest Institute. 284 pp.
- Lansstyrelsen.
- <https://www.lansstyrelsen.se/download/18.26f506e0167c605d56953cd8/1552479881371/Receptsamling%20Park%20Tr%C3%A4dg%C3%A5rd5-Mulmholk.pdf>
- Larsen JB, Nielsen AB. (2007). Nature-based forest management—Where are we going?: Elaborating forest development types in and with practice. *Forest Ecology and management* 238(1–3), 107–117- <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.09.087>
- Lefebvre G, Davranche A, Willm L, Campagna J, Redmond L, Merle G, Guelmami A, Poulin B. (2019). Introducing WIW for Detecting the Presence of Water in Wetlands with Landsat and Sentinel Satellites. Doi: <https://doi.org/10.3390/rs11192210>
- Lindbladh M., Niklasson M, Karlsson M, Björklund L, Churski M. (2008). Close anthropogenic control of *Fagus sylvatica* establishment and expansion in a Swedish protected landscape – implication for forest history and conservation. *J. Biogeogr.* 35, 682–697.
- Lindenmayer DB, Franklin JF, Fischer J. (2006). General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 131(3), 433–445. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.02.019>
- Lindenmayer DB, Hobbs RJ, Montague-Drake R, Alexandra J, Bennett A, Burgman M, ... Zavaleta E. (2008). A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecology Letters*, 11(1), 78–91. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01114.x>
- Lindhe A, Lindelöw Å, Åsenblad N. 2005. Saproxylic beetles in standing dead wood density in relation to substrate sun-exposure and diameter. *Biodiversity and Conservation* 14, 3033–3053.
- Lowe J, Pothler D, Savard J-PL, Rompré G, Bouchard M. (2011). Snag characteristics and cavity-nesting birds in the unmanaged post-fire northeastern Canadian boreal forest. *Silva Fennica* 45(1): 55–67.

- Lundhede TH, Bruun HH, Heilmann-Clausen J, Thorsen BJ, Strange N, & Rahbek C. (2016). Bevarelse af biodiversiteten i de danske skove.
- Löf M, Dey CD, Cerillo RMN, Jacobs DF. (2012). Mechanical site preparation for forest restoration. *New Forests* 43(5-6). DOI: 10.1007/s11056-012-9332-x
- Madsen P og Hahn K. (2008): Natural regeneration in a beech-dominated (*Fagus sylvatica*) forest managed by close-to-nature principles - a gap cutting based experiment. *Canadian Journal of Forest Research* 38: 1716-1729.
- Mattson KG, Swank WT, Waide JB. (1987) Decomposition of woody debris in a regenerating, clear-cut forest in the Southern Appalachians. . *Canadian Journal of Forest Research*. 17: 712-721.
- Mayle B. (1999). Domestic stock grazing to enhance woodland biodiversity. Forestry Commission, Edinburg. UK.
- McEvoy P, Flexen M, McAdam J. (2006). The effects of livestock grazing on ground flora in broadleaf woodlands in Northern Ireland. *Forest Ecology and Management*, 225(1-3), 39-50
- Mikkonen N, & Moilanen A. (2013). Identification of top priority areas and management landscapes from a national Natura 2000 network. *Environmental Science and Policy*, 27, 11–20.
<https://doi.org/10.1016/j.envsci.2012.10.022>
- Miljø- og Fødevareministeriet. (2016). Aftale om Naturpakke.
https://mfvm.dk/fileadmin/user_upload/Naturpakke-2016.pdf
- Miljø- og Fødevareministeriet. 2016. Faktaark om robuste husdyrracer.
<https://mst.dk/media/114125/faktaark-om-robuste-husdyrracer.pdf>
- Miljø- og Fødevareministeriet. 2018. Faktaark om helårsgræsning som driftsgren.
<https://mst.dk/media/145892/faktaark-om-helaarsgraesning-som-driftsgren.pdf>
- Miljøministeriet. 2005. Handlingsplan for naturnær skovdrift i statsskovene. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen
- Milner J, Van Beest F, Schmidt K, Brook R, Storaas T. (2014). To feed or not to feed? Evidence of the intended and unintended effects of feeding wild ungulates. *Journal of Wildlife Management*, 78(8), 1322-1334.
- Minor MA, Volk TA, Norton RA. (2004). *APPLIED SOIL ECOLOGY* 25(3), 181-192. DOI: 10.1016/j.apsoil.2003.10.002
- Mitchell FJG, Kirkby KJ, (1990). The impact of large herbivores on the Conservation of Semi-natural Woods in the British Uplands. *Forestry* 1990; 63(4), 333-353.
- Moeslund, J.E., Nygaard, B., Ejrnæs, R., Bell, N., Bruun, L.D., Bygebjerg, R., Carl, H., Damgaard, J., Dylmer, E., Elmeros, M., Flensted, K., Fog, K., Goldberg, I., Gønget, H., Helsing, F., Holmen, M., Jørum, P., Lissner, J., Læssøe, T., Madsen, H.B., Misser, J., Møller, P.R., Nielsen, O.F., Olsen, K., Sterup, J., Søbchting, U., Wiberg-

- Larsen, P. og Wind, P. 2019. Den danske rødliste 2019. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og energi. www.redlist.au.dk.
- Mountford EP, Peterken GF. (2003). Long-term change and implications for the management of wood-pastures: Experience over 40 years from Denny Wood, New Forest. *Forestry* 76, 19-40.
- Muscola A, Bagnato S, Sidari M, Mercurio R. (2014). A review of the roles of forest canopy gaps. *Journal of Forestry Research* 25(4), 725–736. DOI 10.1007/s11676-014-0521-7
- Müller J. & Bütler R. (2010) "A review of habitat thresholds for dead wood: A baseline for management recommendations in European forests," *European Journal of Forest Research*, s. 981–992. doi: 10.1007/s10342-010-0400-5.
- Møholt M. (2016). Sæsonmæssig og substrat variation i, samt betydningsfulde miljøvariabler for den danske gødningsbillefauna. Specialeopgave Århus Universitet.
- Møller PF, Buttenschøn RM, Thybirk K, (2002): Forvaltning af egekrat. Værdier, problemer, muligheder og fremtidig drift. GEUS-rapport, København 2002. 95 sider.
- Møller PF, Heilmann-Clausen J, Johannsen VK, Buttenschøn RM, Schmidt IK, Rahbek C, Bruun HH, Ejrnæs R. (2018). Anbefalinger vedrørende omstilling og forvaltning af skov til biodiversitetsformål. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse Rapport 2018/28. Udarbejdet for Naturstyrelsen.
- Møller PF. (2000). Vandet i skoven—hvordan får vi vandet tilbage til skoven. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse Rapport, 62, 60.
- Møller PF. (2005). Afprøvning af metoder til bedømmelse af strukturel diversitet i skov. GEUS Rapport 2005/2.
- Møller PF. (2006). Brand i: Naturen i Danmark. Gyldendal
- Møller PF. (2009). Vedplanters foryngelsesforhold i Tofte og Høstemark Skove. Bilagsrapport s.116-143 I: Naturforbedring af Tofte Skov i Lille Vildmose. Grøn driftsplan med skitseprojekt. COWI.
- Møller PF. (2017). Nøgler til kortlægning af naturmæssigt særlig værdifuld skov. Miljøstyrelsen. https://mst.dk/media/132958/p25_skovnoegle.pdf
- Møller PF. (2017): Projekt "Biologisk Mangfoldighed i Dansk Naturskov - en sammen-ligning mellem østdanske natur- og kulturskove". Baggrund og formål. – *Flora og Fauna* 123 (2-4): 35-46.
- Møller PF. (2019). Ild som et omkostningseffektivt naturplejeredskab i skov og landskab. <http://www.avjf.dk/projekter/forskningsprojekter/ild-som-et-omkostningseffektivt-naturplejeredskab-i-skov-og-landskab/>.
- Naturstyrelsen (2016b): Helårsgræsning. Faktablad udarbejdet for Miljøstyrelsen. <https://mst.dk/media/145892/faktaark-om-helaarsgraesning-som-driftsgren.pdf>
- Naturstyrelsen (2017). Gribskov – vandet tilbage. <https://naturstyrelsen.dk/naturbeskyttelse/naturprojekter/vandet-tilbage-til-gribskov/>

Naturstyrelsen. 1992. Strategi for de danske naturskove og andre bevaringsværdige.

<https://naturstyrelsen.dk/publikationer/2012/okt/naturskovsstrategien/>

Nielsen AB. (2009). Urskovslandskabets åbenhed og sammensætning og græsningens betydning i Atlantisk tid belyst ved palæobotaniske metoder. GEUS.

Niklasson M, Lindbladh M, Björklom L. (2002). A long-term record of *Quercus* decline, logging and fires in a southern Swedish *Fagus-Picea* forest. *J. Veg. Science* 13, 765-774.

Nilsson M. (2005). Naturvårsbränning. Vägledning för brand och bränning i skyddad skog. Naturvårdsverket. Rapport 5438.

Nolet P, Kneeshaw D, Messier C, Béland M. (2018). Comparing the effects of even- and uneven-aged silviculture on ecological diversity and processes: A review. *Ecology and Evolution*, 8(2), 1217–1226.
<http://doi.org/10.1002/ece3.3737>

Nordén B, Ryberg M, Götmark F, Olausson B. (2004) Relative importance of coarse and fine woody debris for the diversity of wood-inhabiting fungi in temperate broadleaf forests. *Biological Conservation* 117, 1-100.

Nord-Larsen T, Johannsen V K, Riis-Nielsen T, Thomsen IM, Bentsen NS, Gundersen P, Jørgensen BB. (2018). Skove og plantager 2017: Forest statistics 2017. Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet.

Nord-Larsen T, Johannsen VK, Riis-Nielsen T, Thomsen IM, Jørgensen BB (2019): Skovstatistik 2018 2. udg., Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet, Frederiksberg. 40 s. ill.

Nord-Larsen T, Riis-Nielsen T, Ottosen MB. (2017). Forest resource map of Denmark: Mapping of Danish forest resource using ALS from 2014-2015. Department of Geosciences and Natural Resource Management, University of Copenhagen. 25 s. (IGN Report).

Næsset E. (1999). Relationship Between Relative Wood Density of *Picea abies* Logs and Simple Classification Systems of Decayed Coarse Woody Debris. *Scandinavian Journal of Forest Research* 14(5), 454-461. DOI: 10.1080/02827589950154159

Oldén A, Halme P. (2016). Microhabitat determines how grazing affects bryophytes in wood-pastures. *Biodiversity and Conservation*, 25(6), 1151-1165.

Olf H, Vera FWM, Bokdam J, Bakker JES, Gleichman JM, de Mayer K, Smit R. (1999). Shifting mosaics in grazed woodlands driven by the alternation of plant facilitation and competition. *Plant Biol* 1,127-137.

Olsson J. & Jonsson BG (2010). Restoration fire and wood-inhabiting fungi in a Swedish *Pinus sylvestris* forest. *Forest Ecology And Management*, 259(10), 1971–1980.

Overballe-Petersen M, Raulund-Rasmussen K, Buttenschøn RM, Bradshaw RW (2014) The forest Gribbskov, Denmark: lessons from the past qualify contemporary conservation, restoration and forest management. *Biodiversity and Conservation* 23: 23-37.

- Paillet Y, Archaux F, du Puy S, Bouget C, Boulanger V, Debaive N, Gilg O, Gosselin F, Guilbert E. (2018). The indicator side of tree microhabitats: A multi-taxon approach based on bats, birds and saproxylic beetles. *Journal of Applied Ecology*. DOI: 10.1111/1365-2664.13181
- Palo A, Ivask M, Liira J. (2013). Biodiversity composition reflects the history of ancient semi-natural woodland and forest habitats-Compilation of an indicator complex for restoration practice. *Ecological Indicators* 34, 336-344.
- Paltto, H., Nordberg, A., Nordén, B., Snäll, T., Bruun, H. (2011). Development of Secondary Woodland in Oak Wood Pastures Reduces the Richness of Rare Epiphytic Lichens. *PLoS ONE*, 6(9), E24675.
- Pasanen H, Junninen K, Boberg J, Tatsumi S, Stenlid J, Kouki J. (2018). Life after tree death: Does restored dead wood host different fungal communities to natural woody substrates? *Forest Ecology and Management*, 409, 863-871. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.12.021>
- Patterson WA, Edwards KJ, Maguire DJ. (1987). Microscopic charcoal as a fossil indicator of fire. *Quaternary Science Reviews* 6, 3–23
- Pedersen L, Schnedler-Meyer NA, Ekberg P, Tøttrup AP. (2018). Effects of forest management practices in clearings on breeding performance of the Red-backed Shrike (*Lanius collurio*). *Ornis Fennica* 95, 171-177.
- Penone C, Allan E, Soliveres S, Felipe-Lucia MR, Gossner MM, Seibold S, ... Fischer M. (2018). Specialisation and diversity of multiple trophic groups are promoted by different forest features. *Ecology Letters*. doi: 10.1111/ele.13182.
- Petersen H, Gjelstrup P (1987): Response of soil microarthropod populations to temporary reclamation of an old *Calluna-Deschampsia* heathland. In B.R. Striganova (editor): *Soil fauna and Soil Fertility*. - Proc. 9th International Colloquium on Soil Zoology, Moscow, Aug. 1985, 426-430
- Pfeifer M, Lefebvre V, Peres CA, Banks-Leite C, Wearn OR, Marsh CJ, ... Ewers, R. M. (2017). Creation of forest edges has a global impact on forest vertebrates. *Nature* 551, 187–191. <https://doi.org/10.1038/nature24457>
- Pihlaja M, Koivula M, Niemela, J. (2006). Responses of boreal carabid beetle assemblages (Coleoptera, Carabidae) to clear-cutting and top-soil preparation. *Forest Ecology and Management*. 222(1-3), 182-190.
- Plachter H, Hampicke U. (2010) *Nature Conservation Accounting for Large-Scale Livestock Grazing*. In: Plachter H., Hampicke U. (eds) *Large-scale Livestock Grazing*. Springer, Berlin, Heidelberg
- Pretzsch H del Rio, Schutze G, Ammer C, Annighofer P, Avdagic A, Barbeito I, Bielak K, Brazaitis G, Coll L, Droessler L, Fabrika M, Forrester DI, Kurylyak V, Lof M, Lombardi F, Matovic B, Mohren F, Motta R, den Ouden J, Pach M, Ponette Q, Skrzyszewski J, Sramek V, Sterba H, Svoboda M, Verheyen K, Zlatanov T, Bravo-Oviedo A. (2016). Mixing of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) enhances structural heterogeneity, and the effect increases with water availability. *Forest ecology and Management* 373. 149-166. DOI: 10.1016/j.foreco.2016.04.043.

Putman R, Watson P, Langbein J. (2011). Assessing deer densities and impacts at the appropriate level for management: A review of methodologies for use beyond the site scale. *Mammal Review* 41(3), 197–219.

Putman RJ, Staines BW. (2004). Supplementary winter feeding of wild red deer *Cervus elaphus* in Europe and North America: justifications, feeding practice and effectiveness. *Mammal Rev* 34:285–306. doi: 10.1111/j.1365-2907.2004.00044.x.

Ranius T, Johansson P, Berg N, Niklasson M. (2008). The influence of tree age and microhabitat quality on the occurrence of crustose lichens associated with old oaks. *Journal of Vegetation Science* 19, 653–662.

Riis-Nielsen T, Schmidt IK, Kepfer Rojas S, Nielsen AO, Knudsen MA, Byriel DB, Justesen MJ, Johannsen VK. (2017). Skovbundsflora og foryngelse i urørt og forstlig drevet skov. *Flora og Fauna* 123(2-4), 55–68.

Rompré G, Boucher Y., Bélanger L, Côté S, Robinson WG. (2010). Conserving biodiversity in managed forest landscapes: The use of critical thresholds for habitat. *Forestry Chronicle* 86(4), 589–596.

Rune F. (red.) (2001): Biodiversitet i dyrket skov. Skovbrugsserien nr. 27, Skov & Landskab, Hørsholm, 2001. 136 s. ill.

Rune F. Vandstandsændringers effekt på biodiversiteten (2003). Grundvand fra skove - muligheder og problemer. Raulund-Rasmussen, K. & Hansen, K. (eds.). Skovbrugsserien nr. 34, Skov & Landskab, Hørsholm. 122 s. ill

Sandström J, Bernes C, Junninen K, Löhmus A, Macdonald E, Müller J, Jonsson BG. (2019). Impacts of dead wood manipulation on the biodiversity of temperate and boreal forests. A systematic review. *Journal of Applied Ecology*. 56, 1770–1781. DOI: 10.1111/1365-2664.13395

Sannucci BM. (2019). Prescribed Fire in Woodlands – Use on *Picea sitchensis* in Tofte Skov Study case. Specialeopgave, IGN, Københavns Universitet.

Schall P, Gossner MM, Heinrichs S m.fl. (2018). The impact of even- aged and uneven- aged forest management on regional biodiversity of multiple taxa in European beech forests. *J Appl Ecol*. 55,267–278. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12950>

Scherber C, Eisenhauer N, Weisser WW. M.fl. 2010. Bottom-up effects of plant diversity on multitrophic interactions in a biodiversity experiment. *NATURE* 468, 553–556.

Scherber C., Vockenhuber EA, Stark A, Meyer H, Tschardt T. 2014. Effects of tree and herb biodiversity on *Diptera*, a hyperdiverse insect order. *Oecologia* 174, 1387–1400.

Schieltz JM & Rubenstein DI. (2016) Evidence based review: positive versus negative effects of livestock grazing on wildlife. What do we really know? *Environ. Res. Lett.* 11 113003-

Schimmel J. & Granström A. (1996). Fire severity and vegetation response in the boreal Swedish forest. *Ecology* 77, 1436–50. — 1997: Fuel succession and fire behavior in the Swedish boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* 27, 1207–16.

- Schmidt IK, Gundersen P. Kvælstoffjernelse ved naturpleje: Vidensgrundlag og opfølgende forskning. Frederiksberg: Københavns Universitet, 2018. 39 s. (IGN Rapport).
- Siitonen J. (2001). Forest Management, Coarse Woody Debris and Saproxylic Organisms: Fennoscandian Boreal Forests as an Example. *Ecological Bulletins*, (49), 11-41.
- Skorski PM, Morsing J, Buttenschøn RM, Raulund-Rasmussen K. 2014. Naturindhold i Naturstyrelsens skove på enheden Vestsjælland. Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet, 140 s. (IGN Rapport).
- Southwood TRE. (1961). The number of species of insect associated with various trees. *Journal of Animal Ecology* 30, 1-8.
- Stewart, G., Pullin, A. (2008). The relative importance of grazing stock type and grazing intensity for conservation of mesotrophic 'old meadow' pasture. *Journal for Nature Conservation*, 16(3), 175-185.
- Stokland J, Siitonen J, & Jonsson B. (2012). *Biodiversity in Dead Wood (Ecology, Biodiversity and Conservation)*. Cambridge: Cambridge University Press. doi:10.1017/CBO9781139025843
- Suominen M, Junninen K, Kouki J. (2019) Diversity of fungi in harvested forests 10years after logging and burning: Polypore assemblages on different woody substrates. *Forest Ecology and Management*. 446, 63-70.
- Svenning J. (2002). A review of natural vegetation openness in north-western Europe. *Biological Conservation*, 104(2), 133-148.
- Tamutis V, Sklodowski J. (2019). Litter-dwelling beetles (Insecta: Coleoptera) can survive in clear-cutting during subsequent soil ploughing. *AGRICULTURAL AND FOREST ENTOMOLOGY*. DOI: 10.1111/afe.12361
- Thers H, Kirstine A, Læssøe T, Ejrnæs R, Klith P, Svenning J. (2017). Remote Sensing of Environment Lidar-derived variables as a proxy for fungal species richness and composition in temperate Northern Europe. *Remote Sensing of Environment*, 200, 102–113. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.08.011>
- Tscharntke T, Tylianakis JM, Rand TA m.fl. (2012). Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. *Biological Reviews*, 87(3), 661–685. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00216.x>
- Tybirk K, Strandberg B. (1997). Egekrat og egeskov. *Skoven* 2, 80-83.
- Tälle M, Fogelfors H, Westerberg L, Milberg P. (2015). The conservation benefit of mowing vs. grazing for management of species-rich grasslands: a multi-site, multi-year field experiment. – *Nordic Journal of Botany* 33, 761-768. <http://dx.doi.org/10.1111/njb.00966>.
- Van Dyne GM, Brockington NR, Szocs Z. (1980). Large Herbivore subsystem, pp. 269-538 in Breymer Van Dyne (eds.) *Grasslands, Systems Analysis and Man*. Cambridge University Press.
- Van Uytvanck, J. Hoffmann, M. (2009). Impact of grazing management with large herbivores on forest ground flora and bramble understorey. *Acta Oecologica* 35, 525-532.

Verheyen K, Honnay O, Motzkin G, Hermy M, Foster DR. (2003). Response of forest plant species to land use change: a life history trait based approach. *Journal of Ecology*, 91(4), 563–577.

Verheyen Kris, Fastenaekels I, Vellend M, De Keersmaeker L, Hermy M. (2006). Landscape factors and regional differences in recovery rates of herb layer richness in Flanders (Belgium). *Landscape Ecology*, 21(7), 1109–1118. <https://doi.org/10.1007/s10980-006-7247-7>

Vestergaard P. & Alstrup V. (1996) Loss of organic matter and nutrients from a coastal dune heath in Northwest Denmark caused by fire. *Journal of Coastal Conservation* 2, 33-40.

Vítková L, Bače R, Kjučukov P, Svoboda M. (2018) Deadwood management in Central European forests: Key considerations for practical implementation. *Forest Ecology and Management*, 429, 394-405

Vodka S, Konvicka M, Cizek L. (2009). Habitat preferences of oak-feeding xylophagous beetles in a temperate woodland: Implications for forest history and management. *Journal of Insect Conservation*, 13(5), 553-562.

Wikars L.-O, Ås S. (1999). Skalbaggarna som följer branden. *Skog & Forskning* 2, 53-58

Zackrisson O, Östlund L. (1991). - Branden formade skogslandskapets mosaik. *Skog & Forskning*, 1991.

Zaitsev AS, Konstantin B, Gongalsky M, Malmström A, Persson T, Bengtsson J. (2016). Why are forest fires generally neglected in soil fauna research? A mini-review. *Applied Soil Ecology*, 98, 261-271.

Öllerer K, Varga A, Kirby K, Demeter L, Biro M, Bölöni J, Molár Z. (2019). Beyond the obvious impact of domestic livestock grazing on temperate forest vegetation – A global review. *Biol. Conserv.* 237, 209-219.

Østergaard F. & Jensen M (2017). Naturlig hydrologi i Naturstyrelsens skove. *Vand & Jord*, 24(1), 29-34.

Aaris-Sørensen K (2016). Danmarks pattedyr fra istid til nutid. Statens Naturhistoriske Museum, Københavns Universitet.

KØBENHAVNS UNIVERSITET

INSTITUT FOR GEOVIDENSKAB
OG NATURFORVALTNING

ROLIGHEDSVEJ 23
1958 FREDERIKSBERG

TLF. 35 33 15 00
IGN@IGN.KU.DK
WWW.IGN.KU.DK